

**Räumliche Methoden zur Analyse von Hot-Spots durch
Abdrift-bedingte Pflanzenschutzmitteleinträge.
Ein Beitrag zur Erweiterung der Kenntnisse über die Verwundbarkeit
des Naturhaushalts in Agrarlandschaften.**

**Dissertation
zur Erlangung des
Doktorgrades der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)**

der

Naturwissenschaftlichen Fakultät III
Agrar- und Ernährungswissenschaften,
Geowissenschaften und Informatik

der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

vorgelegt von

Herrn Burkhard Golla
Geb. am 10.09.1971 in Frankfurt/Main

Gutachter:

Prof. Dr. Dr. h.c. Manfred Frühauf

(Institut für Geowissenschaften, Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg)

Prof. Dr. Bernd Freier

(Institut für Pflanzenbauwissenschaften, Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg)

Prof. Dr. Georg Guggenberger, Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover)

Tag der Verteidigung: 4. Juli 2018

Eidesstattliche Erklärung / *Declaration under Oath*

Ich erkläre an Eides statt, dass ich die Arbeit selbstständig und ohne fremde Hilfe verfasst, keine anderen als die von mir angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt und die den benutzten Werken wörtlich oder inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe.

I declare under penalty of perjury that this thesis is my own work entirely and has been written without any help from other people. I used only the sources mentioned and included all the citations correctly both in word or content.

Datum / *Date*

Unterschrift des Antragstellers / *Signature of the applicant*

Danksagung

Ich möchte an dieser Stelle den Menschen danken, die maßgeblich zum Gelingen der Arbeit beigetragen haben.

Ganz besonders danke ich Herrn Prof. Dr. Dr. h. c. Frühauf, der sich auf die Thematik und die Betreuung eines externen Doktoranden eingelassen hat. Ich danke ihm, dass er mich so freundlich in der Arbeitsgruppe Geoökologie empfangen hat. Die Diskussionen an der Universität Halle habe ich als sehr angenehm und fördernd empfunden. Ich danke Herrn Prof. Dr. Freier, der als Zweitbetreuer die Arbeit begleitete und mir immer motivierend zur Seite stand. Die Diskussionen mit ihm waren sehr hilfreich wie auch seine Anmerkungen zum Manuskript.

Ich danke Herrn Dr. Gutsche und Herrn Dr. Enzian für die wertvollen Hinweise in der Anfangsphase der Arbeit und die vielen Diskussionen. Ich danke Frau Dr. Kehlenbeck und Herrn Dr. Beer, die stets am Fortgang der Arbeit interessiert waren. Ich möchte mich bei Ralf Neukampf für die kritische Durchsicht der Arbeit bedanken und für seine Hilfsbereitschaft bei meinen Fragen zu Python. Peter Horney möchte ich für seine Hilfsbereitschaft bei Fragen zu SQL und FME danken. Besonders bedanken möchte ich mich bei meinem Kollegen Dr. Jörn Strassemeyer für seine stete Diskussionsbereitschaft und die vielen konstruktiven Gespräche zur Arbeit und seine Hilfsbereitschaft bei Fragen der Drift-Modellierung mit SAS. Ich danke Marion Batschon und Petra Rischewski für die tatkräftige Unterstützung im Rahmen der Geländeaufnahmen und der Luftbildmessungen. Als Mitarbeiter des Julius Kühn-Instituts bin ich diesem für die Möglichkeit der Datennutzung sehr verbunden.

Ich möchte mich auch herzlich bei meinem Vater, meiner Schwester und meinem Bruder bedanken. Sie haben mich sehr unterstützt.

Den größten Dank sage ich meiner Frau, die immer motivierend, mit viel Verständnis zu mir stand und mir den Rücken frei hielt und meinen Kindern, die großes Verständnis aufbringen mussten für die viele, viele Zeit, die ich vor dem Computer verbrachte.

Berlin, Dezember 2017

INHALT

ABBILDUNGEN	IV
TABELLEN	VIII
1 EINFÜHRUNG	1
1.1 Relevanz und Einordnung des Themas.....	1
1.2 Ziele.....	3
1.3 Hypothesen.....	4
1.4 Vorgehensweise.....	4
2 THEORETISCHE UND METHODISCHE GRUNDLAGEN ZU EXPOSITION UND RISIKEN FÜR DEN NATURHAUSHALT DURCH EINTRÄGE VON PSM	5
2.1 Ermittlung der Umweltrisiken im Zulassungsverfahren und gesetzliche Regelungen.....	6
2.2 Pflanzenschutzbedingte Hot-Spots	7
2.2.1 Begriffsbestimmung	7
2.2.2 Anwendungsbereiche und Verfahren.....	7
2.3 Exposition und Risiken durch PSM-Anwendung	9
2.3.1 Praxisdaten zur PSM-Anwendung	9
2.3.2 Expositionspfade und beeinflussende Faktoren	9
2.3.3 Exposition und Risiken von Nichtzielflächen und die Bedeutung von Refugien.....	10
2.4 Bedeutung der Eintragspfade.....	12
2.5 Messung und Modellierung des Eintragspfads Abdrift	13
2.5.1 Definition von Abdrift	13
2.5.2 Messung von Abdrift	14
2.5.3 Modellierung von Abdrift.....	15
2.6 Verfahren und Modelle der Expositions- und Risikoabschätzung.....	15
2.6.1 Deterministische Verfahren	15
2.6.2 Probabilistische Verfahren.....	16
2.6.3 Räumlich explizite Modelle.....	16
2.6.4 Räumliche Datensätze	18
3 METHODE UND IMPLEMENTIERUNG	24
3.1 Prozessablauf eines Hot-Spot Managements diffuser Pflanzenschutzmitteleinträge in Nichtzielflächen.....	24
3.2 Datenquellen	25
3.3 Analysesoftware	28
3.4 Landschaftsanalyse	29
3.4.1 Luftbildauswertung zur Struktur terrestrischer Nichtzielflächen	31
3.4.2 Feldaufnahmen zu Struktur terrestrischer Nichtzielflächen	32
3.4.3 Feldaufnahmen zur Struktur aquatischer Nichtzielflächen	33
3.5 GIS-Methoden der Landschaftsanalyse.....	34
3.5.1 Räumliche und zeitliche Bezugseinheiten	34
3.5.2 Zielflächen, angebaute Kulturen, PSM-Anwendungen und Toxizität.....	35
3.5.2.1 Zielflächen	35
3.5.2.2 Kulturen und PSM-Anwendungen.....	35
3.5.2.3 Toxizität der Pflanzenschutzmittelwirkstoffe	37
3.5.2.4 Anwendungsbestimmungen.....	37

3.5.3	Windrichtung.....	38
3.5.4	Nichtzielflächen und Refugien	38
3.5.5	Abdriftmindernde Wirkung von Vegetation	39
3.5.6	Räumliche Dimension von Nichtzielflächen	40
3.5.6.1	Breite der Nichtzielfläche	40
3.5.6.2	Gewässervolumen.....	41
3.5.6.3	Gewässerprofil.....	43
3.6	<i>Modellierung der räumlich Beziehungen von Zielflächen zu Nichtzielflächen und Refugien</i>	<i>44</i>
3.6.1	Räumlich Beziehungen zu aquatischen Nichtzielflächen.....	44
3.6.2	Räumlich Beziehungen zu Randstreifen an Gewässern	46
3.6.3	Räumlich Beziehungen zu aquatischen Refugien	48
3.6.4	Räumlich Beziehungen zu terrestrischen Nichtzielflächen	49
3.6.5	Räumlich Beziehungen zu terrestrischen Refugien.....	51
3.7	<i>Modellierung der Abdrift</i>	<i>52</i>
3.8	<i>Modellierung der Umweltkonzentration</i>	<i>52</i>
3.9	<i>Bewertung der Exposition als biologisches Risiko.....</i>	<i>56</i>
4	ERGEBNISSE	56
4.1	<i>Räumliche und zeitliche Bezugseinheiten.....</i>	<i>57</i>
4.1.1	Betrachtungsraum.....	57
4.1.2	Agrarräume.....	57
4.1.3	Bezugs- und Aggregationsräume.....	57
4.2	<i>Zielflächen, angebaute Kulturen und PSM-Anwendungen.....</i>	<i>59</i>
4.2.1	Zielflächen.....	59
4.2.2	Kulturverteilung.....	61
4.2.3	PSM-Anwendungen und Wirkstoffe.....	62
4.3	<i>Windrichtung.....</i>	<i>63</i>
4.4	<i>Nichtzielflächen und Refugien.....</i>	<i>64</i>
4.4.1	Aquatische Nichtzielflächen	64
4.4.2	Terrestrische Nichtzielflächen	65
4.5	<i>Räumliche Dimension von Nichtzielflächen.....</i>	<i>67</i>
4.5.1	Saumstrukturen.....	67
4.5.1.1	Luftbildmessung	67
4.5.1.2	Geländemessung.....	70
4.5.1.3	GIS-Analysen	74
4.5.2	Gewässerstruktur	75
4.5.2.1	Fließgeschwindigkeit.....	76
4.5.2.2	Breite und Tiefe der Gewässer.....	77
4.5.2.3	Entfernung zwischen Gewässer und Obstanlage	78
4.5.2.4	Übereinstimmung zwischen Landschaft und Landschaftsmodell	80
4.5.3	Breitenverteilung für Nachbarschaftstypen.....	81
4.6	<i>Modellierung der Abdrift</i>	<i>84</i>
4.7	<i>Modellierung räumlicher Beziehungen.....</i>	<i>89</i>
4.7.1	Räumlich Beziehungen zu aquatischen Nichtzielflächen im erhöhten Abdriftbereich	89
4.7.2	Räumlich Beziehungen zu aquatischen Nichtzielflächen im theoretischen Abdriftbereich	91
4.7.3	Räumlich Beziehungen zu aquatischen Refugien	92
4.7.4	Räumlich Beziehungen zu terrestrischen Nichtzielflächen	92
4.7.5	Räumlich Beziehungen zu terrestrischen Refugien.....	93
4.8	<i>Modellierung von Umweltkonzentration und Risiko</i>	<i>96</i>
4.8.1	Expositionsmodellierung	96

4.8.2	Sensitivität ausgewählter Parameter	98
4.8.3	Risikoberechnung und Hot-Spot Identifizierung	100
5	DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN	102
5.1	<i>Simulation der Exposition auf Landschaftsebene.....</i>	<i>102</i>
5.2	<i>Räumliche und zeitliche Bezugseinheiten.....</i>	<i>102</i>
5.3	<i>Zielflächen, angebaute Kulturen, PSM-Anwendungen und Anwendungsbestimmungen</i>	<i>103</i>
5.4	<i>Wirkstoffeigenschaften und Anwendungsbestimmungen.....</i>	<i>105</i>
5.5	<i>Verteilung der Windrichtung.....</i>	<i>105</i>
5.6	<i>Nichtzielflächen und Refugien.....</i>	<i>106</i>
5.6.1	Aquatik	106
5.6.1.1	Wahl der Abschnittslänge.....	106
5.6.2	Terrestrik	106
5.7	<i>Räumliche Dimension von Nichtzielflächen.....</i>	<i>107</i>
5.7.1	Saumstrukturen.....	107
5.7.2	Gewässerstrukturen	108
5.7.2.1	Gewässerrandstreifen.....	109
5.7.3	Erhebungskonzept	110
5.8	<i>Vollständigkeit Gewässernetz</i>	<i>110</i>
5.9	<i>Modellierung der Abdrift</i>	<i>110</i>
5.10	<i>Modellierung räumlicher Beziehungen.....</i>	<i>111</i>
5.11	<i>Modellierung der Wiedererholung.....</i>	<i>112</i>
5.11.1	Modellierung Wiedererholung in aquatischen Nichtzielflächen	112
5.11.2	Modellierung Wiedererholung in terrestrischen Nichtzielflächen	112
5.12	<i>Hot-Spots Identifizierung</i>	<i>113</i>
6	GRAFISCHE ZUSAMMENFASSUNG	114
7	ZUSAMMENFASSUNG.....	115
8	SUMMARY	115
9	LITERATUR	116
10	ANHANG	135

ABBILDUNGEN

Abb. 1 Komponenten und Maßnahmenbereiche eines umfassenden Hot-Spot Managements (verändert nach BMEL 2013).....	8
Abb. 2 Prozesse, Eintragspfade und betroffene Bereiche des Naturhaushalts bei der Anwendung von PSM (BVL 2012).....	10
Abb. 3 Illustration der Landschaftsstrukturen am Feldrand (nach Alix et al. 2017b, verändert).....	12
Abb. 4 Applikation einer Zielfläche mit Feldspritze (nach Ganzelmeier 2002, verändert). Zeichnung der Abdrift außerhalb der Zielfläche (Foto: Prasuhn).....	13
Abb. 5 (links) Versuchsaufbau für Abdriftmessungen nach BBA (1992), beispielhaft für Feldbauversuche (eigene Darstellung); (rechts) Abdriftversuch zur Festsetzung der Abdrifteckwerte (Foto: Wygoda/JKI).....	14
Abb. 6 Drainagegraben, nach ATKIS Basis-DLM ein nicht ständig wasserführendes Gewässer (HYD 2000). Kein Gewässerbett erkennbar, ohne Wasser, ausschließlich Landpflanzen, daher gelegentlich wasserführend und nicht abstandsrelevant (Foto: Golla/JKI).....	20
Abb. 7 Modellierung des Gewässers und der Nachbarschaften im ATKIS-Landschaftsmodell (eigene Darstellung).....	21
Abb. 8 Mögliche Referenzflächen im Flächeninformationssystem des InVeKoS-Verfahrens mit Arten der Nutzung: a) Schlag, b) Feldstück, c) Feldblock, d) Flurstück (nach Inan et al. 2010).....	22
Abb. 9 Vier Phasen eines Hot-Spot Management Prozesses (verändert nach Barthel et al. 2014).....	24
Abb. 10 Lage der Untersuchungsgebiete für Feldaufnahmen (links) und Geodaten-basierter Ableitung der Breite von Hecken auf Grundlage der High-Nature-Value Farmland (HNV)-Kartierungsdaten (rechts), (eigene Darstellung).....	30
Abb. 11 Auswertung von Saumstrukturen am Bildschirm mit Hilfe von Eingabemasken (eigene Darstellung).....	31
Abb. 12 Saumstrukturen im Maßstab 1 : 500 an befestigtem Feldweg zu Wein (links unten) und unbefestigtem Feldweg zwischen Acker und Wein (rechts oben, eigene Darstellung).....	31
Abb. 13 Gemessene und berechnete gewässermorphologische Parameter an Obstanlagen (verändert nach WEBFRAM 2006).....	34
Abb. 14 Prozessabfolge zur Ableitung der Fachdatensätze aus dem ATKIS-Basis-DLM (eigene Darstellung).....	35
Abb. 15 (links) Verteilung der Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz im Jahr 2013 (Quelle: Freier et al. 2015); (rechts) NEPTUN-Erhebungsregionen Ackerbau (ERA, Quelle: Rossberg et al. 2007).....	36
Abb. 16 Grenzlinie zu unterschiedlichen terrestrischen Nichtzielflächen: Indirekte, durch Straßen oder Wege (schwarze Linien) unterbrochene Nachbarschaften zu Grün (GL)- und Ackerland (AL), Gehölz (GH), Wald (WD), Wohnbebauung (WB), Windkraftanlage (WK) (M 1:2000, EPSG 31467: X 3471280,28; Y 5878257,91, eigene Darstellung).....	39
Abb. 17 Funktionen zur Filterwirkung von Hecken und Saumstrukturen (eigene Darstellung).....	40
Abb. 18 Angenommene Querschnitte des Gerinnes für die Gewässertypen Graben und Strom, Fluss, Bach.....	44
Abb. 19 Modellierung der Böschungs- und Uferkante aus den ATKIS-Objektarten 5101, 5103 und 5112 (Neukampf u. Golla 2016).....	44

Abb. 20 Darstellung der Segmentierung eines Gewässers und der möglichen Eintragungshimmelsrichtungen bei Applikationsfläche auf einer Uferseite: (Links) Situation schematisch dargestellt, Angaben zu Distanzen in [m]; (rechts) Abbildung der Realität durch Geodaten (ATKIS-Basis-DLM und DOP) (eigene Darstellung).	45
Abb. 21: Modellierung der Zielfläche nach InVeKoS-Feldblock (links) und nach ATKIS Basis-DLM (rechts), beide im Bezug zur Gewässergeomtrie nach ATKIS Basis-DLM (links: blau, rechts: grau)	47
Abb. 22 Beispiel für den Nachbarschaftstyp 1. Dieser bezeichnet die direkte Nachbarschaft zweier Flächenobjekte (GL=Grünland; AF=Ackerfläche) (Golla u. Ernsing 2016)	50
Abb. 23 Beispiel für den Nachbarschaftstyp 2. Dieser bezeichnet die Nachbarschaft zweier Flächenobjekte mit einem dazwischen liegenden ATKIS-Linienobjekt (GL=Grünland; Gew=Gewässer; AF=Ackerfläche) (Golla u. Ernsing 2016)	50
Abb. 24 Beispiel für den Nachbarschaftstyp 3. Dieser bezeichnet die Nachbarschaft zweier Flächenobjekte mit zwei oder mehr dazwischen liegenden ATKIS-Linienobjekten. (GL=Grünland; AF=Ackerfläche) (Golla u. Ernsing 2016)	50
Abb. 25 Vergleich der Grenzlänge zu einer Zielflächen mit der Gesamtlänge der Säume eines Nachbarschaftstyps, beispielhaft für den NB-Typ 2: Die Länge der Grenzlinie beträgt 100 m, die Saumlänge 200 m (eigene Darstellung)	50
Abb. 26 Zuordnung von Ziel-, Nichtzielflächen und Refugien zu Agrarräumen und Aggregationsräumen (eigene Darstellung)	58
Abb. 27 Aggregationsräume (oben links): Naturräume (Meyen u. Schmithüsen 1953-62) N = 474, AVG 752 km ² ; (rechts) Einzugsgebiete (EZG) ATKIS DLM 1000 W N=4955, AVG 74,5 km ² (eigene Darstellung auf Grundlage von ©GeoBasis-DE/BKG 2017);	58
Abb. 28 (links) Regelmäßige 1km ² -Hexagone N = 362 175. Ausschnitt zeigt Gemeinde Bad Frankenhausen, Sachsen-Anhalt (Hintergrundkarte, Basis-DLM, ©GeoBasis-DE/BKG 2017); (rechts) Zusammenhängende Agrarräume in Deutschland (eigene Darstellung auf Grundlage von ©GeoBasis-DE/BKG 2017).	59
Abb. 29 Anteil Zielflächen nach ATKIS Basis-DLM: (links) Aggregiert auf Naturraumbene; (rechts) aggregiert auf Einzugsgebietebene (eigene Darstellung auf Grundlage von ©GeoBasis-DE/BKG 2017)	61
Abb. 30 Vergleich Zielflächen nach ATKIS Basis-DLM und InVeKoS-GIS: Lageübereinstimmung (braun); Feldblockdaten/InVeKoS-GIS (Cyan); ATKIS Basis-DLM (Magenta) (eigene Darstellung)	61
Abb. 31 Entfernung der Zielflächen zur nächstgelegenen DWD-Wetterstation mit Windaufzeichnung	64
Abb. 32 Aus Luftbildern gemessene Saumbreiten [m] an Straßen und Bahnlinien. Die unteren beiden Ziffernreihen in den Balken geben die Anzahl der Messwerte (n) und die prozentualen Anteile (%) der gemessenen Breiten für die einzelnen Verkehrswege an	68
Abb. 33 Aus Luftbildern gemessene Saumbreiten [m] an befestigten Feldwegen. Die untere Ziffernreihen in den Balken gibt die Anzahl der Messwerte (n) für die einzelnen Nachbarschaften an.	68
Abb. 34 Aus Luftbildern gemessene Saumbreiten an unbefestigten Feldwegen. Die untere Ziffernreihen in den Balken gibt die Anzahl der Messwerte (n) für die einzelnen Nachbarschaften an	69
Abb. 35 Aus Luftbildern gemessene Randstreifenbreite an Gewässern im Vergleich den Ableitungen aus InVeKoS. (links) Die Linie markiert den Mittelwert der Abweichung. (rechts) Histogramm der bundesweiten Verteilung der Abweichungen. Für eine Darstellung der Bundesländer lag keine Einwilligung vor.	70
Abb. 36 Ergebnisse der Freilandmessungen im Kernmünsterland	71

Abb. 37 Ergebnisse der Freilandmessungen im Oderbruch.....	71
Abb. 38 Ergebnisse der Freilandmessungen in der Uckermark.....	72
Abb. 39 Ergebnisse der Freilandmessungen der Saumbreiten an Wein- und Ackerflächen im Vorderpfälzer Tiefland.....	72
Abb. 40 Vergleich der Saumbreiten aus Freiland- und Luftbilddauswertungen.....	74
Abb. 41 Feldaufnahmen zur Gewässermorphologie: (links) Region Bodensee (R1, Frühjahr): Obstanlage in direkter Nachbarschaft zum Gewässer. Das Gewässer ist durch Stauden und Gräser im Böschungsbereich deutlich überwachsen. (rechts) Region Oderbruch (Herbst): Ackerschlag in direkter Nachbarschaft zu einem beräumten Graben (Fotos: Golla/JKI).....	76
Abb. 42 Region Bodensee (R1): Obstanlage in direkter Nachbarschaft zum Gewässer (rechte Uferseite), Frühjahrsaufnahme. Das Gewässer ist als deutlich fließend erkennbar(Foto: Golla/JKI).....	76
Abb. 43 Region Mecklenburg-Vorpommern (R7): Obstanlage in direkter Nachbarschaft zum Gewässer (linke und rechte Uferseite), Frühjahrsaufnahme. Das Gewässer (Graben) ist durch Stauden und Gräser im Böschungsbereich sowie emerse Vegetation deutlich überwachsen (Foto: Golla/JKI).....	80
Abb. 44 Region Mecklenburg-Vorpommern (R7): Aufnahmepunkt aus dem Luftbild. Obstanlage in direkter Nachbarschaft zum Gewässer (rechte Uferseite), Frühjahrsaufnahme. Die abdriftrelevante Entfernung zwischen Gewässer (Graben) und Applikationsfläche beträgt $A_{rel} = 12$ m. Die mittlere Breite der Böschung beträgt $a = 2$ m (Hintergrund: Geoinformationen © Vermessungsverwaltungen der Bundesländer und BKG).....	80
Abb. 45 Objektarten und Häufigkeiten für 342 Beobachtungspunkte nach ATKIS Datenlage.....	81
Abb. 46 Regressionen an die Mittelwerte der logarithmierten Versuchsmittelwerte (a) und der logarithmierten Standardabweichungen (b) bei Messabstand x exemplarisch für den Feldbau.....	84
Abb. 47 Häufigkeitsverteilung der Abdriftmesswerte für Feldspritzgeräte bei unterschiedlichen Messentfernungen.....	85
Abb. 48 Häufigkeitsverteilungen der Versuchsmittelwerte für Feldspritzgeräte bei unterschiedlichen Messentfernungen.....	86
Abb. 49 (links) Schematische Darstellung des hypothetischen Expositionsszenarios für aquatische Nichtzielflächen als Grundlage für die Bewertung der Simulationsergebnisse (Beispiel Messabstand 1 m). (rechts) Häufigkeitsverteilungen der modellierten Abdriftwerte für dieses Expositionsszenario ($N=40\ 000$).....	87
Abb. 50 (links) Schematische Darstellung von möglichen Eintragssituationen in aquatische Nichtzielflächen. (rechts) Häufigkeitsverteilungen der modellierten Abdriftwerte [%] für die Situationen A bis C ($n=40\ 000$).....	88
Abb. 51 (links) Landnutzung nach ATKIS-Basis-DLM der Gemeinde Neustadt an der Weinstraße (rechts) Anteil [%] terrestrischer Refugien. Berechnungsebene Hexagon ($1\ km^2$).....	94
Abb. 52 Anteil [%] terrestrischer Refugien. Berechnungsebene Hexagon ($1\ km^2$).....	95
Abb. 53 Anteil [%] exponierter Säume je Zielfläche.....	95
Abb. 54 Anteil [%] Gewässer mit beidseitiger LF. Berechnungsebene Gewässerabschnitt (25m); Aggregationsebene Einzugsgebiete.....	95
Abb. 55 Anteil [%] Refugien an Agrargewässern Beidseitig Wald oder Gehölz; Berechnungsebene Gewässerabschnitt (25 m); Aggregationsebene Einzugsgebiete.....	95
Abb. 56 Verteilung ausgewählter Perzentile für die bundesweite PEC-Berechnung im Anbau von Winterweizen (Ww) (obere Zeile) und Wintergersten (Wg) (untere Zeile). PEC-Verteilung in aquatischen Nichtzielflächen bei Entfernungen zur Böschungsoberkante von 1 m (Links), 5 m (Mitte), 10 m (rechts).....	96

Abb. 57 Verteilung ausgewählter Perzentile für die bundesweite PEC-Berechnung im Obstbau (obere Zeile), Hopfenbau (mittlere Zeile), Weinbau (untere Zeile). PEC-Verteilung in aquatischen Nichtzielflächen bei Entfernungen zur Böschungsoberkante von 3 m (Links), 5 m (mitte), 10 m (rechts)	97
Abb. 58 Ergebnis der Risikoindices für die Indikatorart <i>Daphnia magna</i> : (Links) 90. Perzentil der Verteilung auf Einzugsgebietsebene. Die Exposition der Nichtzielfläche wird nur aus der nächstgelegenen Fläche bestimmt (bisherige Verfahrensweise). (rechts) 90. Perzentil der Verteilung auf Einzugsgebietsebene. Addition des Risikos für Nichtzielfläche bei Exposition aus mehreren Flächen (eigene Darstellung).....	100
Abb. 59 Ergebnis der Risikoindices für die Indikatorart <i>Apis mellifera</i> : (Links) 90. Perzentil der Verteilung auf Naturraumbene. Die Exposition der Nichtzielfläche wird nur aus der nächstgelegenen Fläche bestimmt (bisherige Verfahrensweise). (rechts) 90. Perzentil der Verteilung auf Naturraumbene. Addition des Risikos für Nichtzielfläche bei Exposition aus mehreren Flächen (eigene Darstellung)	101
Abb. 60 Beispiel für die Gewässerstrecken (rot), für die aufgrund der derzeitigen natürlichen Ausstattung und Landnutzung potentiell höhere Eintragsrisiken bestehen (eigene Darstellung).....	101
Abb. 61 Erhebungsbogen für Saumbiotop an Gewässern und sonstige Saumbiotop in Nachbarschaft zu Ackerflächen oder Sonderkulturen.	135
Abb. 62 Aus Luftbildern gemessene Randstreifenbreite an Gewässern. Histogramm der bundesweiten Verteilung der Abweichungen.....	143
Abb. 63 Histogramm und Box-Plot der mittleren Heckenbreiten für Deutschland	143
Abb. 64 Box-Plots der mittleren Heckenbreiten gruppiert nach Bundesländern	143
Abb. 65 Anteil der Nachbarschaftstypen in Sonderkulturen (unten) und im Ackerbau (oben) im Ländervergleich.....	144
Abb. 66 FME Prozessbaum für die Auflösung der Überlagerungen von ATKIS Flächenobjekte	146
Abb. 67 Weinbau. Regressionen an die Mittelwerte der logarithmierten Versuchsmittelwerte (a) und der logarithmierten Standardabweichungen (b) bei Messabstand x	146
Abb. 68 Hopfenbau. Regressionen an die Mittelwerte der logarithmierten Versuchsmittelwerte (a) und der logarithmierten Standardabweichungen (b) bei Messabstand x	147
Abb. 69 Obst, frühes Entwicklungsstadium. Regressionen an die Mittelwerte der logarithmierten Versuchsmittelwerte (a) und der logarithmierten Standardabweichungen (b) bei Messabstand x	147
Abb. 70 Obst, spätes Entwicklungsstadium. Regressionen an die Mittelwerte der logarithmierten Versuchsmittelwerte (a) und der logarithmierten Standardabweichungen (b) bei Messabstand x	148
Abb. 71 Prozessdiagramm der ArcGIS/Python Prozedur zur Ableitung von Nachbarschaftstypen (Golla u. Ernsing 2016).....	149

TABELLEN

<i>Tab. 1 Thematische Eingrenzung der vorliegenden Arbeit</i>	4
<i>Tab. 2 Übersicht der Fragestellungen und Methoden der vorliegenden Arbeit</i>	5
<i>Tab. 3 Anzahl beteiligter Betriebe und berücksichtigter Felder oder Anlagen (nach Freier et al. 2015)</i>	9
<i>Tab. 4 Definition, Verfügbarkeit und Erfassungskriterium von expositionsrelevanten ATKIS-Objektarten (AdV 2008)</i>	23
<i>Tab. 5 Datengrundlagen für eine landschaftsbezogene Expositions- und Risikoabschätzung mit nationalem Bearbeitungsumfang</i>	26
<i>Tab. 6 Berücksichtigte Expositions- und risikorelevante Parameter</i>	26
<i>Tab. 7 Nicht berücksichtigte Expositions- und risikorelevante Parameter</i>	28
<i>Tab. 8 Untersuchungsgebiete der Feldaufnahmen zur Morphologie von Kleingewässern</i>	30
<i>Tab. 9 Kategorien und Vegetationstypen der Saumbiotope an Gewässern</i>	32
<i>Tab. 10 Kategorie „sonstiger Saumbiotope in direkter Agrarflächennachbarschaft“</i>	32
<i>Tab. 11 Zuordnung der VGB Kulturen zur ATKIS Objektart</i>	36
<i>Tab. 12 Risikominderungsfaktoren durch verlustmindernde Technik (RMFtech)</i>	37
<i>Tab. 13 Risikominderungsfaktoren durch Abstände (RMFdist)</i>	38
<i>Tab. 14 Aquatische Nichtzielflächen nach ATKIS Basis-DLM</i>	38
<i>Tab. 15 Ableitung der Wasserspiegelbreite [m] aus Gewässerbreitenklassen des ATKIS</i>	42
<i>Tab. 16 Verteilung der Wassertiefe [m] des Gewässertyps „Strom, Fluss, Bach“ in Abhängigkeit der Wasserspiegelbreitenverteilung nach Tab. 15</i>	42
<i>Tab. 17 Verteilung der Wassertiefe [m] des Gewässertyps „Graben, Kanal“ in Abhängigkeit der Wasserspiegelbreitenverteilung nach Tab. 15</i>	42
<i>Tab. 18 Verhältnisse von Breite zur Tiefe in Abhängigkeit der Wasserspiegelbreite [m] bei einem Fließquerschnitt im Gerinne als Trapezprofil mit 45° Böschungsneigung (Gewässertyps „Strom, Fluss, Bach“)</i>	43
<i>Tab. 19 Verhältnisse von Breite zur Tiefe in Abhängigkeit der Wasserspiegelbreite [m] bei einem Fließquerschnitt im Gerinne als Trapezprofil mit 45° Böschungsneigung (Gewässertyp „Graben, Kanal“)</i>	43
<i>Tab. 20 Mittlerer Abstand [m] vom Gewässerrand zur Anbaufläche bei Linienobjekten im gewässernahen Bereich</i>	46
<i>Tab. 21 Szenario und Parameter zur Abschätzung des Einflusses der Segmentlänge und der Distanz zu den einbezogenen Zielflächen für die aquatische Expositionsabschätzung</i>	48
<i>Tab. 22 Angenommene Risikominderung durch ausreichenden Anteil terrestrischer Refugien</i>	51
<i>Tab. 23 Parameter und Ergebnisse der Expositionsabschätzung für die deterministischen Berechnungsvarianten bei einem Abstand von Applikationsfläche zum Gewässer von 3 m</i>	54
<i>Tab. 24 Parameter und Ergebnisse der Expositionsabschätzung für die probabilistischen Berechnungsvarianten bei einem Abstand von Applikationsfläche zum Gewässer von 3 m</i>	55
<i>Tab. 25 Nutzungsarten des überlagerungsfreien flächenförmiger Fachdatensatzes (Anteil in [%])</i>	57
<i>Tab. 26 Statistische Kenngrößen der Agrarräume (Fläche in [km²])</i>	57
<i>Tab. 27 Statistische Kennzahlen des Betrachtungsraums und des Agrarraums (Fläche in [km²])</i>	58
<i>Tab. 28 Statistische Kenngrößen der Zielflächen nach ATKIS-Basis-DLM für Deutschland (Fläche in [ha])</i>	59
<i>Tab. 29 Statistische Kennzahlen nach ATKIS-Basis-DLM zu Größe und Anteil von Zielflächen (>0.01 ha) nach Bundesland (Fläche in [ha])</i>	60

Tab. 30 Rangfolge und Anteil der Ackerkulturen je Bundesland (Angaben in [%])	62
Tab. 31 PSM-Anwendungen im Feldebau Freier et al. (2015)	63
Tab. 32 PSM-Anwendungen in Sonderkulturen für das Erntejahr 2012 (Freier et al. 2012)	63
Tab. 33 Statistische Kennzahlen zur Toxizität der eingesetzten PSM nach PPDB (Lewis et al. (2016)).....	63
Tab. 34 Anzahl Gewässerabschnitte nach Kulturarten bei einer Segmentlängen von 25 m und maximaler Entfernung von 150 m.	64
Tab. 35 Anzahl der aquatischen Expositionsszenarien im Ackerbau	65
Tab. 36 Anzahl der aquatischen Expositionsszenarien in Raumpflanzen	65
Tab. 37 Anteil Nachbarschaftstypen in Ackerbau und Sonderkulturen (Länge in [Tkm])	65
Tab. 38 Anteil der Nachbarschaftstypen in Ackerbau und Sonderkulturen (Anteil in [%]).....	66
Tab. 39 Anteil der 12 vorherrschenden Nachbarschaftstypen in Ackerbau und Sonderkulturen (Anteil in [%])	66
Tab. 40 Anzahl der Geländemessungen in den vier Pilotgebieten	70
Tab. 41 Gegenüberstellung der Saumbreiten nach Gutsche u. Enzian (2002) mit den Saumbreiten aus Freilandhebungen in den Pilotgebieten (Anzahl (N), Breite B in [m])	73
Tab. 42 Statistische Kennzahlen der Heckenbreiten nach GIS-Analysen.....	75
Tab. 43 Anzahl der Standorte und Aufnahmen nach Obstbauregion	75
Tab. 44 Mittlere Fließgeschwindigkeit v [m/s]: Mittelwerte der Regionen mit weiteren ausgewählten statistischen Maßzahlen	77
Tab. 45 Gewässerbreite e [m]: Mittelwerte mit weiteren ausgewählten statistischen Maßzahlen.....	77
Tab. 46 Gewässertiefe f [m]: Mittelwerte mit weiteren ausgewählten statistischen Maßzahlen.....	78
Tab. 47 Breite-Tiefe-Verhältnis F : Mittelwerte mit weiteren ausgewählten statistischen Maßzahlen.....	78
Tab. 48 Mittlere Böschungsbreite a in [m]: Mittelwerte mit weiteren ausgewählten statistischen Maßzahlen	79
Tab. 49 Breite der Fahrgasse g und des Kronenradius k in [m]: Mittelwerte mit weiteren ausgewählten statistischen Maßzahlen	79
Tab. 50 Entfernung zwischen Böschungsoberkante und Stamm m_2 in [m]: Mittelwerte mit weiteren ausgewählten statistischen Maßzahlen.....	79
Tab. 51 Statistische Kennzahlen der Breite der Nachbarschaftstypen als Nichtzielflächen.....	82
Tab. 52 Statistische Kennzahlen der Breite der Nachbarschaftstypen als Refugien (Anteil in [%], Breite in [m]).....	83
Tab. 53 Empirische Parameter der polynomischen Funktionen (a, b, c, d) und der Schnittpunkt der Funktionen (H).....	85
Tab. 54 Vergleich der Mediane und 90. Perzentile der Abdriftmesswerte für Feldspritzgeräte mit den Versuchsmittelwerten	87
Tab. 55 Vergleich der 90. Perzentile der Versuchsmittelwerte mit den Ergebnissen der Simulation der Abdriftsedimente für Entfernungen, die mit Messwerten belegbar sind.	87
Tab. 56 Simulation typischer Expositionssituationen in der Landschaft: 90. Perzentile der simulierten Abdriftwerte für die Situationen A, B, C ($n=40000$)	89
Tab. 57 Reduktionspotential [%] des georeferenzierten probabilistischen Modells gegenüber des deterministischen Modells: Vergleich der 90. Perzentile aus Situation A bis C (Abb. 50) mit der Situation nach Abb. 49.....	89
Tab. 58 Flächenbilanz von unterschiedlichen Randstreifenbreiten entlang von flächen- (AOA 5101, AOA 5103, AOA 5112) und linienförmigen Fließgewässern AOA 5101, AOA 5103, BRG3 bis 12) mit pflanzenschutzrelevanter Nutzung in bis zu 10 m Entfernung von der Böschungsoberkante.....	90

<i>Tab. 59 Längenbilanz der linienförmiger Gewässer (AOA 5101, AOA 5103) mit pflanzenschutzrelevanter Nutzung im Betrachtungsraum</i>	90
<i>Tab. 60 Flächenbilanz der linienförmiger Gewässer (AOA 5101, AOA 5103) mit pflanzenschutzrelevanter Nutzung im Betrachtungsraum</i>	91
<i>Tab. 61 Anteil Zielflächen im theoretischen Abdriftbereich (Angaben in %)</i>	92
<i>Tab. 62 Anteil der 20 quantitativ bedeutsamsten aquatischen Refugien nach NB-Typen 2 u. 3 (Angaben in %)</i>	92
<i>Tab. 63 Flächenförmige terrestrische Refugien in Agrarräumen (Anteile in [%])</i>	93
<i>Tab. 64 Anteil der quantitativ bedeutsamsten terrestrischen Refugien nach NB-Typen 1 bis 3 (Anteil in [%])</i>	93
<i>Tab. 65 Minimale Breite nach Nachbarschaftstyp und Anzahl beteiligter Linienelemente</i>	94
<i>Tab. 66 Ergebnisse der Expositionsabschätzung in [$\mu\text{g}/\text{l}$] für die deterministischen Berechnungsvarianten bei einem Abstand von Applikationsfläche zum Gewässer von 3 m</i>	99
<i>Tab. 67 Ergebnisse der Expositionsabschätzung für die probabilistischen Berechnungsvarianten Monte-Carlo Simulation ($n = 5000$) bei einem Abstand von Applikationsfläche zum Gewässer von 3 m</i>	99
<i>Tab. 68 Matrix von Entfernung und Segmentlänge: 90. Perzentil der Mediane der Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{l}$] aller Gewässersegmente im Untersuchungsgebiet Bodensee bei Applikation in 3 m Entfernung zum Gewässer</i>	99
<i>Tab. 69 Matrix von Entfernung und Segmentlänge: 90. Perzentil der Mediane aller Gewässersegmente im Untersuchungsgebiet Bodensee bei Applikation in 10 m Entfernung zum Gewässer</i>	99
<i>Tab. 70 Abdrift [%] und daraus resultierende Expositionskonzentrationen nach Referenzszenario der Zulassung (Großmann 2008) und Anwendung der JKI Abdrifteckwerte (Rautmann et al. 2001)</i>	100
<i>Tab. 71 Anteil der 70 vorherrschenden Nachbarschaftstypen in Ackerbau und Sonderkulturen (Anteil in [%])</i>	136
<i>Tab. 72 Anteil der vorherrschenden Nachbarschaftstypen mit beidseitigen Zielflächen in Ackerbau und Sonderkulturen (Anteil in [%])</i>	137
<i>Tab. 73 Anteil der vorherrschenden Nachbarschaftstypen mit beidseitigen Zielflächen in Sonderkulturen (Anteil in [%])</i>	140
<i>Tab. 74 Statistische Kennzahlen der Breiten von Nachbarschaftstypen nach Geländemessungen für Deutschland</i>	142
<i>Tab. 75 AOA0 der Grundebene</i>	145
<i>Tab. 76 AOA0 ersten Überlagerungsebene</i>	145
<i>Tab. 77 AOA0 zweiten Überlagerungsebene</i>	145

1 EINFÜHRUNG

1.1 Relevanz und Einordnung des Themas

Die Landwirtschaft ist weltweit die vorherrschende Form der anthropogenen Landnutzung (Foley et al. 2011). Gleichzeitig ist sie maßgebliche Ursache der Veränderung und Fragmentierung von Lebensräumen (DeFries et al. 2004). In Verbindung mit einer intensivierten landwirtschaftlichen Nutzung sind signifikante negative Auswirkungen auf den Naturhaushalt und die Biodiversität zu verzeichnen (Stoate et al. 2001, Kremen et al. 2002, Stoate et al. 2009, Potts et al. 2010, Tschardt et al. 2012, Marja et al. 2014). Die Hauptursachen dafür liegen in geänderten landwirtschaftlichen Praktiken, insbesondere dem Wegfall von Ackerbrachen, engen Fruchtfolgen, der verstärkten Anwendung von Pflanzenschutz- und Düngemitteln und der zunehmenden Mechanisierung (Donald et al. 2006, Butler et al. 2007, Gill et al. 2012, Marja et al. 2014, Goulson et al. 2015). Auch für Deutschland werden die Folgen dieser Entwicklungen festgestellt (SRU 2008, 2012, 2016).

In Deutschland wird mit rund 186 000 km² mehr als die Hälfte der Bodenfläche landwirtschaftlich genutzt (Statistisches Bundesamt 2015). Es überwiegen Ackerflächen und Dauerkulturflächen im Freiland mit einem Anteil von insgesamt 72,1 % an der landwirtschaftlichen Nutzfläche. Entsprechend groß ist die Fläche, auf der chemische und nicht-chemische Pflanzenschutzmaßnahmen zum Zwecke der Vermeidung von Ertragsausfällen und zum Schutz der Qualität des Erntegutes in der landwirtschaftlichen Produktion angewendet werden.

Um Kulturpflanzen vor Schadorganismen zu schützen und dadurch den Ertrag und die Qualität von Nahrungs- und Rohstoffpflanzen zu sichern, sind Pflanzenschutzmittel (PSM) ein wichtiger Bestandteil der konventionellen und ökologischen landwirtschaftlichen Produktion (Gutsche 2012). Den Risiken, die beim Einsatz von PSM für Mensch, Tier und Umwelt entstehen, trägt die Richtlinie 2009/128/EG Rechnung. Mit dieser wird der integrierte Pflanzenschutz (IP) in den Mitgliedstaaten der EU verpflichtend festgeschrieben und eine Verringerung der Anwendung von PSM angestrebt sowie nichtchemische Pflanzenschutzmethoden gefördert (EG 2009). Dies sind wesentliche Optionen, um Umweltrisiken durch PSM zu reduzieren (Mouron et al. 2012, Gummert et al. 2013, Vasileiadis et al. 2013, Zhang et al. 2015).

Die Datenlage zur Menge ausgebrachter PSM-Wirkstoffe auf Bundesebene ist gut (Gutsche 2012, Steinmann et al. 2012). Sie kann über die Inlandsabgabe an PSM-Wirkstoff, die vom Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) jährlich dokumentiert wird, abgeschätzt werden. Die Ursachen, welche die Entwicklung des Inlandsabsatzes beeinflussen, sind bekannt (Schwarz et al. 2010, Gutsche et al. 2011, Schwarz et al. 2014). Zudem werden seit dem Jahr 2000 regelmäßige Erhebungen zur tatsächlichen Anwendung chemischer PSM in den wichtigsten landwirtschaftlichen und gärtnerischen Kulturen Deutschlands durchgeführt (Rossberg 2011). Praxisrelevante Anwendungsdaten können darüber hinaus aus den Arbeiten des „Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz“ abgeleitet werden (vgl. z.B. Freier et al. 2008, Freier et al. 2010, 2011).

Zur tatsächlichen Expositionssituation von Lebensräumen in Agrarlandschaften, im Zusammenhang mit der Anwendung von PSM, ist der Wissensstand jedoch unzureichend. Es gibt bislang kein räumlich explizites Verfahren oder keinen Datenbestand, welcher deutschlandweit die Verwundbarkeit des Naturhaushalts in Agrarlandschaften auf der Ebene von Anbauflächen unter Berücksichtigung realistischer Pflanzenschutzmaßnahmen, realer Anwendungsbedingungen und der umliegenden Nichtzielflächen als Habitate von Nichtzielorganismen sowie möglicher terrestrischer und aquatischer Refugien für ökologische Rückzugs- und Wiederbesiedlungsprozesse beschreibt.

Aquatische und terrestrische Lebensräume in der Agrarlandschaft, wie Bäche, Gräben, Teiche, Sölle, Hecken, Baumreihen, Böschungen und Säume sind häufig auch Feldrandstrukturen. Sie sind einer PSM-Exposition besonders ausgesetzt, da diese Lebensräume die größte Kontaktfläche zu landwirtschaftlich genutzten Flächen aufweisen (Freier et al. 1998, Kühne et al. 1999, Kühne et al. 2000b, Freier et al. 2001, Süß et al. 2003, Hommen et al. 2004, Schulz 2004, Relyea 2005, Relyea 2006, Schäfers et al. 2006, Süß et al. 2006, Thompson et al. 2006, Schulz 2011, Bereswill et al. 2012,

Morgenstern et al. 2013, Bereswill et al. 2014). Eine nationale Übersicht der Exposition dieser Lebensräume gibt es nicht. Lediglich auf regionaler Ebene wurden Anfang der 2000er Jahre Bilanzierungen vorgenommen (Bach et al. 2000, Gutsche u. Enzian 2002, Golla et al. 2003, Enzian u. Gutsche 2004).

Der Umgang mit PSM nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis im Pflanzenschutz (Bundesanzeiger 2010 vom 30.03.2010, 62, Nr. 76 a) ist eine wesentliche Bedingung, um negative Auswirkungen auf den Naturhaushalt durch PSM zu vermeiden. Dabei ist die Einhaltung von Anwendungsbestimmungen (AWB) bei der Ausbringung eine von mehreren Voraussetzungen, ebenso die sachgemäße Reinigung von Pflanzenschutzmittelgeräten. Beides kann bei Nichtbeachtung zu unvermeidbaren Auswirkungen für Nichtzielflächen durch PSM-Exposition führen.

Für die Kontrolle der Einhaltung von AWB für PSM sind nach Pflanzenschutzgesetz (PflSchG 2012) die Länder zuständig. Daten zu Einhaltungsquoten liegen aus dem Pflanzenschutz-Kontrollprogramm der Länder (BVL, 2004-2015) und aus Studien des Bundes (Bach et al. 1999, UBA 2006) vor. Seit 2004 liegt die Beanstandungsquote bezüglich der Einhaltung der AWB oder Bienenschutzbestimmungen mit geringen Veränderungen bei rund 5% (BVL, 2004-2015). Bei anlassbezogenen Kontrollen von unzulässigen Anwendungen von PSM betrug die Zahl der Verstöße rund 36 % (ebd.). Ein ähnliches Bild zeigt eine Studie des Umweltbundesamtes (2006). In den Arbeiten von Bach et al. (1999) und Enzian u. Golla (2006) werden als mögliche Ursache eine mangelnde Praktikabilität und Verständlichkeit aus Anwendersicht sowie Unklarheiten bei der Kontrolle durch entsprechende Organe der Länder genannt. Auch aus agronomischer Sicht kann die Einhaltung von Anwendungsbestimmungen, insbesondere der Abstandsaufgaben, in speziellen Kulturen für den Landwirt¹ zu erheblichen Ertragsausfällen, auch über die eigentliche Abstandsfläche hinaus, führen (Kehlenbeck et al. 2013).

Selbst bei sachgerechter Anwendung von PSM können bestimmte Situationen dazu führen, dass ein erhöhtes Risiko für Bestandteile des Naturhaushalts, wie Saumstrukturen und Oberflächengewässer und die dort lebenden Organismen, entsteht (BMELV 2013). Diese Situationen können durch die bundesweite Zulassung der PSM nicht unbedingt vorhergesehen werden, da die Entwicklung des Pflanzenschutzmittelmanagements in einer Region von Faktoren abhängt, die nicht durch die Zulassung beeinflussbar sind. Ein erhöhtes Risiko kann beispielsweise in Anbauswerpunkten von Kulturen auftreten. Dort werden räumlich konzentriert wenige PSM wiederkehrend eingesetzt. Als weitere Beispiele gelten Agrarlandschaften mit hoher Gewässerdichten und geringer Gewässer-zu-Feld-Entfernung (ebd.) oder in Landschaften mit einem zu geringen Anteil terrestrischer Refugien (Gutsche u. Enzian 2002), die für Wiederbesiedlungsprozesse notwendig sind.

In diesem Zusammenhang wurde in nationalen politischen Aktionsplänen, wie dem Reduktionsprogramm chemischer Pflanzenschutz, dem heutigen Nationalen Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP) der Begriff „Hot-Spot“ geprägt (BMELV 2013). Der Hot-Spot-Begriff im Rahmen des NAP adressiert den Gewässerschutz, beispielsweise indem die „Schaffung dauerhaft bewachsener Gewässerrandstreifen von mindestens 5 Meter Breite an allen Oberflächengewässern in durch Hot-Spot Analysen identifizierten sensiblen Gebieten“ als Maßnahme formuliert werden (ebd.).

Im europäischen Raum wurden bislang wenige Arbeiten unternommen, Abdrift-bedingte Einträge in terrestrische Nichtzielflächen unter realistischen Bedingungen räumlich zu identifizieren. Ein verbindliches und konkretes Verfahren der Hot-Spot-Identifizierung ist noch zu entwickeln (Schulz 2011, BMELV 2013). Bislang mangelt es insbesondere an Methoden, welche die von der Zielfläche ausgehende Exposition mit der betroffenen Nichtzielfläche räumlich und zeitlich explizit verbinden, Wiederbesiedlungsmechanismen einbezieht und realistische Umwelt- und Anwendungsbedingungen

¹ Aus Gründen der besseren Lesbarkeit wird auf die gleichzeitige Verwendung männlicher und weiblicher Sprachformen verzichtet. Sämtliche Personenbezeichnungen gelten gleichermaßen für beiderlei Geschlecht.

sowie praxisrelevante Anwendungsmuster berücksichtigen. Eine derart umfassende Analyse ist erforderlich, um Gebiete abzugrenzen, für die zielgerichtete Maßnahmen zur Risikominderung zu ergreifen sind.

Hierfür werden Methoden benötigt, die die Struktur der Landschaft in deren räumlichen, zeitlichen und funktionalen Beziehung zueinander erfassen. Methoden der Landschaftsanalyse (vgl. Bastian und Schreiber 1999) und der Landschaftsanalyse mit Geographische Informationssysteme (GIS) (Lang u. Blaschke 2007) werden als geeignet erachtet. Im Bereich der PSM-Zulassung werden derartige Methoden für die aquatische Umwelt bereits vielfach angewendet (Hendley et al. 2001b, Enzian u. Golla 2006, Trask et al. 2006, Dechet et al. 2007, Gutsche u. Strassemeyer 2007a, Schriever u. Liess 2007, Schulz et al. 2009, Schad u. Schulz 2011, Kubiak et al. 2014), jedoch dabei nur die Auswirkung eines einzelnen PSM betrachtet, was nicht der Situation der landwirtschaftlichen Praxis in der Agrarlandschaft entspricht (Frische et al. 2016).

In der vorliegenden Arbeit waren solche Eigenschaften der Landschaft von besonderem Interesse, die fördernd oder vermindernd auf die Exposition und damit das Risiko für den Naturhaushalt wirken. Aus der Literatur werden expositionsrelevanten Parameter erarbeitet, verfügbare Sach- und Geodaten erschlossen und fehlende oder für Validierungszwecke benötigte Parameter in Geländearbeiten erhoben oder durch räumliche Methoden aus Geodaten abgeleitet. Die Daten werden für die Entwicklung eines räumlich und zeitlich expliziten Verfahrens zur realistischen Hot-Spot Identifikation mit geeigneten Methoden analysiert und interpretiert. Darauf aufbauend werden Methoden entwickelt, welche die Verbindung von Zielflächen und Nichtzielfläche durch den Expositionspfad Abdrift räumlich und zeitlich aufzeigen und dabei realistische Umweltbedingungen sowie praxisrelevante PSM-Anwendung abbilden. Es werden Entwicklungen und Erkenntnissen zusammengeführt, die der Verfasser im Rahmen von Forschungsprojekten im Bereich der Landschaftsanalyse, insbesondere mit GIS als Werkzeug, zur Strategieentwicklung und der Folgenabschätzung von Pflanzenschutzverfahren sowie der georeferenzierten probabilistischen Expositionsabschätzung erarbeitet hat (Golla u. Vahrson 2000, Golla et al. 2002, Enzian u. Golla 2006, Golla et al. 2010, Golla et al. 2011). Damit sollen methodische Defizite im Bereich der Folgenabschätzung von PSM-Maßnahmen verringert werden und eine verbesserte Kenntnis der Exposition und des Risikos des Naturhaushalts durch PSM auf der Ebene von Landschaften erreicht werden.

1.2 Ziele

Ziel der vorliegenden Arbeit war die Entwicklung eines räumlich und zeitlich expliziten Verfahrens zur realistischen Identifikation von Landschaftsbereichen, für die unter realistischen Umweltbedingungen und praxisrelevantem PSM-Management durch PSM-Abdrift ein erhöhtes Risiko besteht und somit Hot-Spots nach Definition von BMELV (2013) darstellen. Hierfür waren expositionsrelevante Parameter zu identifizieren, digitale Fachdaten zu deren Ableitung zu benennen und Methoden zu deren Ableitung zu entwickeln und anzuwenden.

Die Anwendung des Verfahrens und der zu Grunde liegenden Methoden soll die Planung effektiver risikomindernder Maßnahmen in der Landschaft unterstützen. Dabei wurde der deutschlandweiten Anwendbarkeit und Durchführbarkeit sowie der Transparenz des Verfahrens eine besonderer Bedeutung beigemessen.

Die Arbeit stellt einen Beitrag zu einer Disziplin-übergreifenden methodischen Forschung im Bereich der Expositionsmodellierung und der Landschaftsanalyse dar. Dabei wurden die folgenden Teilziele verfolgt:

1. (a) Aufarbeitung theoretischer Grundlagen der Definition des Begriffs Hot-Spot als eintragsgefährdeter Bereiche durch diffuse, insbesondere Abdrift-bedingte PSM-Exposition und Methoden zu deren räumlicher und zeitlicher Identifizierung.
- (b) Vergleichende Methodenanalyse zur Expositionsmodellierung und räumliche Methoden mit dem Ziel diese für eine realitätsnahe Expositions- und Risikoabschätzung zu verknüpfen;

2. (a) Analyse der am Abdriftprozess beteiligten Parameter, der Datenlage zu Abdriftmesswerten und der Methode der Datengewinnung sowie Neuauswertung verfügbarer Messwerte aus Abdriftversuchen.
(b) Entwicklung eines Modells zur realitätsnäheren Beschreibung der Exposition von Nichtzielflächen;
3. (a) Entwicklung von Methoden zur räumlichen und zeitlichen Verknüpfung von Zielflächen und umliegenden Nichtzielflächen sowie Refugien für den Expositionspfad Abdrift.
(b) Anwendung der entwickelten Methoden für die Analyse und Identifizierung von Hot-Spots;
4. Diskussion der Ergebnisse und Bewertung der Methode, für den angestrebten Einsatzbereich sowie für die Übertragung auf andere Bereiche.

Für die Bearbeitung mussten notwendige Abgrenzung vorgenommen werden. Diese sind in Tab. 1 zusammengefasst.

Tab. 1 Thematische Eingrenzung der vorliegenden Arbeit

Bearbeitungsfelder der Arbeit	Fragestellungen	Nicht betrachtet
Räumlicher Bezug	lokal bis national (Aggregation, Deutschland)	internationale Übertragbarkeit
Expositionspfade	Abdrift	Sonstige Eintragspfade, (Run-off, Drainage, Punkteinträge, Verflüchtigung, Verwehung von Bodenpartikel, Lebensmittelrückstände), Exposition von Nichtzielorganismen auf der Zielfläche
Anwendungsbereiche	Ackerbau, Dauerkulturen	Haus- und Kleingarten, Bahngleisanwendungen, Kulturen unter Glas/Folie, für die Allgemeinheit bestimmte Flächen (§ 17 PflSchG)
Wirkbereiche	Naturhaushalt (Aquatik, Terrestrik)	Fließsysteme, menschliche Gesundheit; Tiergesundheit, chronische Risiken für den Naturhaushalt

1.3 Hypothesen

Vor dem Hintergrund einer realitätsnahen landschaftsbezogenen Expositions- und Risikoanalyse von PSM wurden in dieser Arbeit die folgenden Hypothesen untersucht:

- Die Szenarien und Eingangsparameter derzeitiger Risikoabschätzungen bilden die Exposition von Nichtzielflächen nicht realistisch ab, wenn sich Nichtzielflächen vom Standardszenario unterscheiden (z.B. in der Höhe der Abdrift, der räumlichen Dimension der exponierten Nichtzielflächen, in der Berücksichtigung von Refugien).
- Die Szenarien und Eingangsparameter derzeitiger Risikoabschätzungen von PSM bilden die Exposition von Nichtzielflächen nicht realistisch ab, wenn Nichtzielflächen von mehr als einer Zielfläche durch Abdrift exponiert werden.
- Unter Einbeziehung verfügbarer Daten und mittels Modellierung der räumlichen Beziehungen von Zielflächen-, Nichtzielflächen und Refugien können eintragsgefährdete Bereiche realistischer identifiziert und visualisiert werden.

1.4 Vorgehensweise

In nachfolgender Tabelle sind die Fragestellungen und Methoden der Arbeit dargestellt und den Teilen der Arbeit zugeordnet.

Tab. 2 Übersicht der Fragestellungen und Methoden der vorliegenden Arbeit

Teile der Arbeit	Fragestellungen	Arbeitsschritte und Methoden	Materialien und Daten
Entwicklung eines Methodenkonzeptes	<p>Welche Definition von PSM-bedingten Hot-Spots wird verwendet?</p> <p>Welche Eintragspfade von PSM werden bislang betrachtet und welche Expositionsszenarien liegen zugrunde?</p> <p>Welche Methoden der Hot-Spot Identifikation gibt es?</p> <p>Welche Datengrundlagen stehen für eine bundesweite Analyse zur Verfügung?</p> <p>Welcher Bedarf besteht hinsichtlich einer Konkretisierung?</p>	<p>Literaturrecherche und –auswertung;</p> <p>Methodenanalyse (Landschaftsanalyse und Expositionsmodellierung);</p> <p>Recherche zur Verfügbarkeit von Daten für eine bundesweite Analyse;</p> <p>Erprobung von Datenbanken, Modellen und Software;</p> <p>Festlegung der zu nutzenden Software</p> <p>Entwicklung eines Methodenkonzepts;</p>	<p>Fachliteratur und –vorschriften,</p> <p>Felderhebungen, Abdriftmesswerte, Geodaten, Datenbanken, Modelle, Software</p>
Methodenkonkretisierung und exemplarische Anwendung	<p>Ist eine bundesweite Konkretisierung und Umsetzung mit den vorhandenen Daten für den Expositionspfad „Abdrift“ möglich?</p> <p>Wie kann das Verfahren operationalisiert werden?</p> <p>Wie können Ergebnisse visualisiert werden?</p> <p>Wie können Ergebnisse in die Pflanzenschutzberatung integriert werde? Sind die Ergebnisse plausibel?</p>	<p>Literaturrecherche und –auswertung;</p> <p>Auswertung von verfügbaren Daten für eine bundesweite Analyse;</p> <p>Integration und Anpassung der Geodaten; GIS-gestützte Umsetzung des Methodenkonzepts;</p> <p>Kartographische und textliche Darstellung der Ergebnisse</p>	<p>Fachliteratur und –vorschriften, Felderhebungen, Abdriftmesswerte, Geodaten, Datenbanken, Modelle, Software, Ergebnisdarstellung mittels GIS und Statistiksoftware</p>
Diskussion	<p>Wie ist das entwickelte Konzept in die im Methodenspektrum von Landschaftsanalyse und Expositionsmodellierung von PSM einzuordnen?</p> <p>Wird in dem entwickelten Konzept die reale Exposition von Nichtzielflächen durch PSM-Abdrift adäquat abgebildet? Ist das Verfahren transparent und nachvollziehbar? Wo sind die Grenzen des Konzepts für einen bundeseinheitlichen Ansatz?</p> <p>Welcher Forschungs- und Datenbedarf resultiert daraus? Welche Perspektiven sind denkbar?</p>	<p>Beurteilung des Methodenkonzepts</p> <p>Ableitung von Schlussfolgerungen, Forschungsbedarf und Perspektiven</p> <p>Textliche Darstellung</p>	<p>Ergebnisse der GIS und Statistikanwendungen</p>

2 THEORETISCHE UND METHODISCHE GRUNDLAGEN ZU EXPOSITION UND RISIKEN FÜR DEN NATURHAUSHALT DURCH EINTRÄGE VON PSM

In den nachfolgenden Kapitel wird dargestellt, welche gesetzlichen Regelungen und Verfahren bestehen, um nachteilige Einträge in Umweltkompartimente zu vermeiden, welche Situationen dennoch zu solchen führen können, welche Situationen als Hot-Spots definiert werden und auf welchen Kriterien diese Entscheidung gründet. Anschließend werden Verfahren, Modelle und Daten vorgestellt, die im Zusammenhang mit der Expositions- und Risikoanalyse von Abdrift-bedingten Einträgen von PSM in den Naturhaushalt in Betracht zu ziehen sind.

2.1 Ermittlung der Umweltrisiken im Zulassungsverfahren und gesetzliche Regelungen

Die EU-Richtlinie 2009/128/EG definiert PSM im Sinne der Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 als Untergruppe der Pestizide, zu denen auch Biozide zählen. Die europäische PSM-Verordnung (EG) 1107/2009 legt den Rechtsrahmen für die Zulassung und das Inverkehrbringen von PSM in der EU fest. Es basiert auf dem Prinzip einer sequenziellen Zulassung vor dem Inverkehrbringen, indem zunächst die Wirkstoffe für den Einsatz in PSM auf EU-Ebene genehmigt werden. Die Zulassung eines Wirkstoffs setzt voraus, dass bei dessen Anwendung unter realistischen Bedingungen keine unvermeidbaren Auswirkungen bestehen auf:

- auf die menschliche Gesundheit, die Tiergesundheit oder das Grundwasser,
- auf Pflanzen,
- auf die Umwelt, unter besonderer Berücksichtigung des Verbleibs und der Verteilung sowie ihre Auswirkungen auf Nichtzielarten, die Biodiversität und das Ökosystem (ebd.).

Die Bewertung der PSM-Wirkstoffe erfolgt auf europäischer Ebene durch EU-Mitgliedstaaten und die Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA). Die Zulassung von PSM erfolgt auf Ebene der Mitgliedstaaten. Es dürfen grundsätzlich nur Produkte zugelassen werden, deren Wirkstoffe in die Positivliste der EU-Verordnung Nr. 540/2011 (s.o.) aufgenommen sind. In Deutschland lässt das Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) PSM zu. Es beteiligt das Julius Kühn-Institut (JKI), das Umweltbundesamt (UBA) und das Bundesinstituts für Risikobewertung (BfR), welche Teilbewertungen im Rahmen ihrer gesetzlich zugewiesenen Zuständigkeiten durchführen. Das BVL lässt nach Pflanzenschutzgesetz (PflSchG 2012) ein PSM zu, wenn es nach dem Stande der wissenschaftlichen Erkenntnisse und der Technik bei bestimmungsgemäßer und sachgerechter Anwendung, oder als Folge einer solchen Anwendung, keine nicht vertretbaren Auswirkungen auf den Naturhaushalt hat (BVL 2004).

Der Begriff Naturhaushalt ist im PflSchG (2012) definiert über die abiotischen Bestandteile der Umwelt (Kompartimente Boden, Wasser, Luft) und biotischen Bestandteile der Natur (Tier- und Pflanzenarten) sowie das Wirkungsgefüge zwischen ihnen (Naturhaushalt bzw. Ökosystem).

Die Feststellung des Risikos für den Naturhaushalt erfolgt im Rahmen der Umweltrisikoaabschätzung (Environmental Risk Assessment) und basiert auf einer Expositions- und Risikobetrachtung. Diese beinhaltet die Bewertung der Exposition und der Effekte. Bei der Effektbewertung werden die potenziellen Effekte, also die Toxizität eines Stoffes, mithilfe von Stellvertreter-Organismen des Ökosystems, ermittelt. Hierbei geht man davon aus, dass das Ökosystem immer so empfindlich ist, wie die empfindlichste Spezies im System (UBA 2015). Parallel hierzu wird in einer Expositions-betrachtung untersucht, wie viel PSM durch die jeweilige Anwendung in die einzelnen Umweltbereiche eingetragen wird. Diese Analyse liefert eine vorhergesagte Umweltkonzentration (predicted environmental concentration, PEC) für das PSM oder den Wirkstoff in einem bestimmten Kompartiment (ebd.).

In der abschließenden Risikoabschätzung wird für die einzelnen Bewertungskompartimente die vorhergesagte PEC mit einem Organismen-spezifischen toxikologischen Endpunkt verglichen. Dies ist beispielsweise die Konzentration eines Wirkstoffs, bei der noch keine Effekte auf das Ökosystem auftreten (PNEC, predicted no effect concentration). Ergibt sich ein Quotient größer eins, muss von einem potenziellen Risiko des PSM-Wirkstoffes für den entsprechenden Umweltbereich ausgegangen werden. Ein Risikoquotient kleiner eins bedeutet, dass kein unannehmbares Risiko zu erwarten ist. Hier liegt die eingetragene Menge des Wirkstoffs unter der Menge, für die kein Effekt mehr zu erwarten ist (UBA 2015). Dieser Ansatz wird als Exposure-Toxicity-Ratio (ETR) bezeichnet (Barrett et al. 1994). Besteht ein Risiko für die Umwelt, wird geprüft, ob entsprechende Maßnahmen zur Minderung des Risikos geeignet sind. Solche Risikominderungsmaßnahmen können von Auflagen bei der Verwendung oder Beschränkungen durch ordnungsrechtliche Anwendungsbestimmungen bis hin zum Verbot von bestimmten PSM reichen (ebd.).

Anwendungsbestimmungen (AWB) beschreiben die Vorgaben für die Anwendung des Mittels, wie bspw. die Anlage von Pufferstreifen zu Gewässern, die Einhaltung von Abständen zu Gewässern und terrestrischen Kleinstrukturen, den Einsatz abdriftmindernder Technik oder die maximale Aufwandmenge eines PSM pro Jahr.

Nach BMELV (2013) kann trotz dieser Vorkehrungen bei PSM-Anwendungen nicht per se ausgeschlossen werden, dass es zu umweltrelevanten Einträgen in den Naturhaushalt kommt. Spezielle Umstände, wie z.B. die räumliche und zeitliche Häufung bei der Anwendung eines Wirkstoffs, Windböen bei Applikation, Starkniederschläge nach Applikation, können in der PSM-Zulassung „nicht ausreichend berücksichtigt werden“ (Zit. ebd.). Auch ist es nach aktuellem Zulassungsverfahren nicht möglich, Risiken und Auswirkungen durch Tankmischungen abzuschätzen, da die Bewertung PSM-spezifisch durchgeführt werden muss (Frösche et al. 2016).

An dieser Stelle setzt die europäische Richtlinie 2009/128 /EG über die nachhaltige Verwendung von Pestiziden an. Sie adressiert die Nutzung von PSM unter Bedingungen der Praxis und sieht ergänzende Maßnahmen zu solchen aus anderen Bereichen der EU-Gesetzgebung, bspw. der Zulassung von PSM, vor. Ziel der Richtlinie ist es, ein hohes Schutzniveau mit den Grundsätzen nachhaltiger Entwicklung zu verbinden, indem die Reduzierung der Auswirkungen von PSM-Nutzung und die Förderung alternativer Pflanzenschutzpraktiken gefordert werden (Reinert u. Strelöke 2013). Dabei spielt das umfassende Konzept des integrierten Pflanzenschutzes (Barzmann et al. 2015) eine wesentliche Rolle. Es wird im PflSchG definiert als "Kombination von Verfahren, bei denen unter vorrangiger Berücksichtigung biologischer, biotechnischer, pflanzenzüchterischer sowie anbau- und kulturtechnischer Maßnahmen die Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel auf das notwendige Maß beschränkt wurde" (PflSchG 2012).

Maßnahmen, wie die Erstellung Nationaler Aktionspläne, sind im Rahmen o.g. Richtlinie nicht auf einzelne Produkte bezogen, sondern zielen darauf ab, das Gesamtrisiko und die Auswirkungen der PSM-Anwendung zu reduzieren.

2.2 Pflanzenschutzbedingte Hot-Spots

2.2.1 Begriffsbestimmung

Die Bezeichnung Hot-Spot kennzeichnet im Allgemeinen räumliche oder zeitliche Situationen mit besonderen hervorzuhobenden, nicht zwingend negativen Eigenschaften. In einer wachsenden Zahl unterschiedlicher analytischer Disziplinen wird mit „Hot-Spot-Analyse“ oder „hotspotting“ der methodische Rahmen eines Priorisierungsverfahrens bezeichnet. Sie ermöglicht es, aus umfangreichen Informations- und Datenquellen Hot-Spots für weitere Untersuchungen oder Maßnahmen der Industrie, Regierungen und anderen Akteuren zu identifizieren und priorisieren (Barthel et al. 2014).

Aus dem Umfeld der Umwelt- und Landschaftsplanung heraus wurde von Steinitz (1967) der Begriff der "spatial vulnerability" geprägt. Er bezeichnet die potenziellen negativen Auswirkungen von geplanten Aktivitäten auf die natürliche und vom Menschen beeinflusste Umwelt (ebd.). Das Verwundbarkeitskonzept liegt verschiedenen Verfahren zur Bewertung der Umwelt, wie der Umweltverträglichkeitsprüfungen (Bechmann 1981) zugrunde.

In diesem Zusammenhang ist auch die Klärung der Begriffe „Gefahr“ (engl. „hazard“) und „Risiko“ (engl. „risk“) bedeutsam. Nach Ulbig et al. (2010) wird mit „hazard“ das Potenzial einer Substanz oder Situation bezeichnet, einen adversen Effekt zu verursachen, wenn ein Organismus, System oder eine Population dieser Substanz oder Situation ausgesetzt ist. „Risk“ dagegen meint die Wahrscheinlichkeit eines adversen Effekts bei Exposition unter spezifizierten Bedingungen (ebd.).

2.2.2 Anwendungsbereiche und Verfahren

Der Hot-Spot Begriff wird außerhalb Europas für Gefahren durch bereits bestehende Verunreinigungen, insbesondere durch die Lagerung von PSM, gebraucht (HCH 2015). In den USA steht der Begriff seit den frühen 1990er Jahren im Kontext der Identifizierung von Gefahren durch

Altlasten und deren Sanierung. Nach DEQ (1998) ist die Definition von Hot-Spots von dem Umweltmedium abhängig, das verunreinigt ist. Ein Hot-Spot für das Medium Wasser existiert, wenn die Verschmutzung dazu führt, dass ein signifikanter negativen Effekt auf die vorteilhafte Verwendung der Ressource entsteht und wenn die Wiederherstellung oder der Schutz mit angemessenem finanziellem Aufwand innerhalb einer angemessenen Zeit geleistet werden kann. Der letzte Teil der Definition adressiert die Möglichkeit des Managements von Hot-Spots. Für andere Medien als Wasser, besteht ein Hot-Spot, wenn ein unannehmbares Risiko für den Menschen und die Umwelt besteht, die Kontamination hoch ist, sehr mobil oder nicht zuverlässig eingrenzbar ist (ebd.). In beiden Fällen wird mit dem Begriff eine bereits erfolgte Verunreinigung gekennzeichnet.

In Deutschland wird der Begriff für das erhöhte Risiko einer möglichen, aber noch nicht zwingend eingetretenen Verunreinigung gebraucht. Der NAP spricht von Hot-Spots als „zeitlich und räumlich definierte Aktionsfelder mit erhöhten Risiken, die mit PSM in Verbindung stehen“ (BMELV 2013). Diese allgemeine Hot-Spot Definition wird dort für den aquatischen Bereich konkretisiert. Demnach können Hot-Spots durch besondere Umweltbedingungen, wie eine hohe Gewässerdichte oder stark durchlässige Böden, entstehen (ebd.).

Schulz et al. (2011) definieren ebenfalls für den aquatischen Bereich Hot-Spots als räumliche Häufung von Gewässersegmenten, für die nicht mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden kann, dass durch PSM-Einträge umweltrelevante Konzentrationen überschritten werden. Für diese Gewässer sollen die im Zulassungsverfahren abgeleiteten maximal tolerierbaren Konzentrationen (RAK) für PSM-Wirkstoffe und relevante Metabolite nicht überschritten werden.

Die räumliche Dimension von Hot-Spots ist nicht konkret definiert. Prinzipiell können schon Teilbereiche einer Anwendungsfläche zu Austrägen führen und Hot-Spots darstellen (Schlecker 2003). Die Begriffe *source area* und *contributing area* werden in diesem Zusammenhang für austragsgefährdete Situationen auf Schlag- und Teilschlagebene verwendet (Misra et al. 1996, Freitas et al. 2008, Frey et al. 2011, Trepos et al. 2012). Hot-Spots entstehen nach BMELV (2013) erst durch eine räumliche Häufung besonderer Umweltbedingungen, wie „eine hohe Gewässerdichte“. Die zeitliche Dimension eines Hot-Spots kann über das Expositionsmuster, d.h. die Höhe, Dauer, Abfolge und wird durch die zeitliche Auflösung der Expositionereignisse (Minuten, Stunden, Tage) beschrieben werden (Kubiak et al. 2014, Schulz et al. 2011).

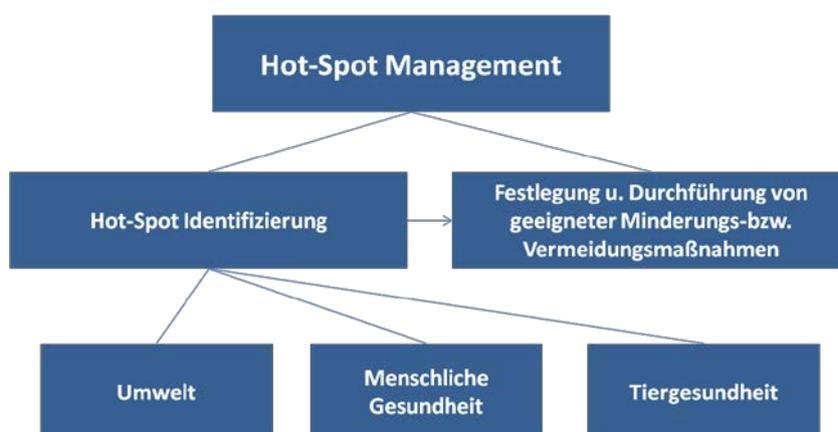


Abb. 1 Komponenten und Maßnahmenbereiche eines umfassenden Hot-Spot Managements (verändert nach BMEL 2013)

Im Rahmen der Bewertung der Umweltwirkungen von Produkten (Life-Circle Assessment) ist die Hot-Spot-Analyse notwendiger Bestandteil eines Hot-Spot Managements und zielt auf die Identifizierung von dringlichen Handlungsfeldern (Barthel et al. 2014, Pelton u. Smith 2015). Es umfasst die Phasen (1) Zieldefinition, (2) Analyse, (3) Identifizierung und (4) Management.

Das Hot-Spot Management System, welches im Rahmen des NAP konzeptionell dargestellt wurde, benennt die Komponenten Umwelt, menschliche Gesundheit und Tiergesundheit. Hier werden als Elemente eines Hot-Spot Managements vereinfacht die Identifizierung und das eigentliche Management unterschieden (Abb. 1).

2.3 Exposition und Risiken durch PSM-Anwendung

2.3.1 Praxisdaten zur PSM-Anwendung

Um Kulturpflanzen vor Schadorganismen zu schützen und dadurch den Ertrag und die Qualität von Nahrungs- und Rohstoffpflanzen zu sichern, werden PSM in der integrierten und ökologischen landwirtschaftlichen Produktion eingesetzt (Gutsche 2012). Neben den Daten des BVL zur Inlandsabgabe von PSM (Gutsche 2012, Steinmann et al. 2012) werden seit dem Jahr 2000 regelmäßig Erhebungen zur tatsächlichen Anwendung chemischer PSM in den wichtigsten landwirtschaftlichen und gärtnerischen Kulturen Deutschlands durchgeführt. Seit 2011 werden statistische Erhebungen zur Anwendung von PSM auf gesetzlichen Vorgaben der EU durchgeführt (Roßberg 2013). Für fünf Ackerbaukulturen (Winterweizen, Wintergerste, Winterraps, Mais und Kartoffeln) wurde ein Netz von Erhebungsbetrieben aufgebaut, in denen jährlich die PSM-Anwendungsdaten detailliert erfasst und in anonymisierter Form an das Julius Kühn-Institut (JKI) weitergeleitet werden. Alle Erhebungen und Auswertungen beziehen sich auf die Bundesrepublik Deutschland. Die Verteilung der Erhebungsbetriebe erfolgt proportional zur Verteilung der Anbauflächen der betrachteten Kulturen, bezogen auf die Bundesländer (Rossberg 2016). Praxisrelevante Anwendungsdaten können darüber hinaus seit 2007 aus dem „Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz“ gewonnen werden (Freier et al. 2015). Sie umfassen die Sektoren und Kulturen Ackerbau (Winterweizen, Wintergerste, Winterraps, teilweise auch andere), Freilandgemüse (Weißkohl, Möhren, Spargel, Zwiebeln), Obstbau (Tafelapfel), Weinbau und Hopfenbau (Tab. 3).

Tab. 3 Anzahl beteiligter Betriebe und berücksichtigter Felder oder Anlagen (nach Freier et al. 2015)

Sektor	Ackerbau		Freiland- gemüsebau		Tafelapfel- anbau		Weinbau		Hopfenbau	
	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F
2007	66	510	22	57	15	37	9	23	2	6
2008	73	598	26	74	19	53	9	27	3	17
2009	76	690	28	68	19	56	8	24	3	14
2010	87	766	20	53	20	59	9	27	2	10
2011	86	762	26	73	16	57	9	27	6	18
2012	88	797	26	68	21	60	9	27	6	18
2013	89	822	25	59	20	60	9	27	6	18

B = Betriebe, F = Felder

Beide oben genannten Datenquellen erfassen neben den praktische Anwendungsdaten auch Informationen zur Schlaggröße, Kultur, Größe der behandelten Fläche, Datum der Behandlung, PSM, Aufwandmenge und eingeschränkt die Indikation.

Eine privatwirtschaftliche Quelle für Daten zur praktischen Anwendung von PSM wird vom Unternehmen Kleffmann GmbH vertrieben. Die Daten stehen nach telefonischer Auskunft nur für Industrieunternehmen zur Verfügung.

2.3.2 Expositionspfade und beeinflussende Faktoren

Die Exposition des Naturhaushaltes durch PSM kann über diffuse und punktuelle Einträge erfolgen. Punktuelle Einträge in Böden und Gewässer können durch unsachgemäßen Umgang mit Restflüssigkeiten oder beim Umgang (Befüllen, Reinigen, Lagern) mit PSM auf dem Hof auftreten.

Die Entstehung von Punkteinträgen, räumliche Analysen und vorbeugende Gegenmaßnahmen sind in beispielsweise in Blarr et al. (2009) beschrieben.

Diffuse PSM-Einträge stammen vor allem aus der behandelten Produktionsfläche. Sie können durch Abdrift unmittelbar nach der Applikation (vgl. Kap. 2.5), bzw. dem Ausbringen gebeizten Saatguts (Staubabdrift), Abschwemmung in Folge von Regenfällen, Deposition nach Volatisation von der Produktionsfläche (indirekte Abdrift), Versickerung und Drainage bzw. Zwischenabfluss geschehen. Bei Abschwemmung gelangt das PSM in gelöster Form (Run-off) und an abgeschwemmte Bodenpartikel in gebundener Form (Erosion) auf angrenzende Nichtzielflächen.

PSM-Wirkstoffe, die zur Versickerung neigen, können über technische Drainagesysteme oder Interflow in Oberflächengewässer (Sammelgräben, Vorfluter) gelangen. Wirkstoffe, die in geringem Maße an feste Bodenpartikel adsorbiert werden, können darüber hinaus in den grundwasserführenden Bereich gelangen (Abb. 2).

Diffuse Einträge und das daraus entstehende Risiko für Nichtzielorganismen werden durch vielfältige Faktoren und Prozesse beeinflusst, ein großer Teil variiert räumlich und zeitlich. Für die PSM-Verlagerung sind Bodeneigenschaften, Geländebeschaffenheit (Hangneigung, Hanglänge, Ausrichtung) und Witterung während und nach der Applikation (Windstärke, Temperatur, Luftfeuchte, Niederschlagsmenge), die Distanz zwischen Ziel- und Nichtzielfläche, das Vorhandensein eintragungsmindernder Strukturen sowie die Kultur und die physikalisch-chemischen Eigenschaften des PSM selbst relevant (Bach et al. 1994, FOCUS 2005a, Reichenberger 2005, Enzian u. Golla 2006, Reichenberger et al. 2007, Breach 2008, Sabbagh et al. 2009, Schulz et al. 2009, Klein et al. 2014).

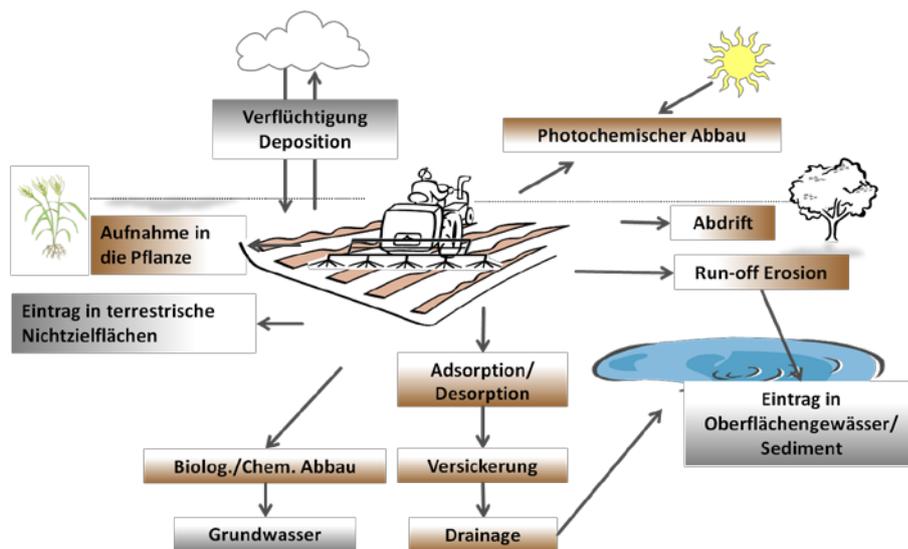


Abb. 2 Prozesse, Eintragungspfade und betroffene Bereiche des Naturhaushalts bei der Anwendung von PSM (BVL 2012)

2.3.3 Exposition und Risiken von Nichtzielflächen und die Bedeutung von Refugien

Für Gewässer stellen Abdrift, Run-off, Erosion und Drainage die Haupteintragspfade dar. In verschiedenen chemisch-biologischen Studien an Gewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umfeld (Ackerbau, Obstbau, Weinbau) wurden zeitweise Überschreitung aquatischer Vorsorgewerte und teilweise kurzfristige Effekte auf vorhandene Lebensgemeinschaften festgestellt (Süß et al. 2003, Hommen et al. 2004, Schulz 2004, Relyea 2005, Relyea 2006, Schäfers et al. 2006, Süß et al. 2006, Thompson et al. 2006, Bereswill et al. 2012, Morgenstern et al. 2013, Bereswill et al. 2014).

Für Deutschland wurden beobachtete Effekte in Übersichtsarbeiten beschrieben (Hommen et al. 2004, Schulz 2004). Schulz (2004) konnte für Insektizide zeigen, dass die ökotoxikologisch sehr relevanten kurzzeitigen Eintragungsspitzen in Gewässern mit kleinen Einzugsgebieten (< 10 km²) besonders häufig sind. In Liess et al. (2003) wurde der damalige Kenntnisstand in der EU zu dieser Thematik

zusammengetragen. Die genannten Studien basieren auf punktuellen, räumlich begrenzten Messungen. Teilweise werden ereignisbezogenen Studien (applikations- bzw. eintragsbegleitend) durchgeführt (Bischoff et al. 2003, Süß et al. 2003, Schäfers et al. 2006, Süß et al. 2006, Morgenstern et al. 2013). In nicht ereignisbezogenen Studien sind die gemessenen Konzentrationen häufig nicht groß genug, um die beobachteten Effekte erklären zu können (Liess et al. 2005, Schulz 2004).

Ein national repräsentatives Monitoring der PSM-Belastung von Oberflächengewässern, die sich in unmittelbarer Nachbarschaft zu Anbauflächen befinden, existiert nicht (BMEL, 2013). Daher ist nach heutigem Wissensstand nicht zu bewerten, ob die im Rahmen von Studien gemessenen Konzentrationen in den Gebieten regelmäßig auftreten und die tatsächlichen Konzentrationen zu relevanten Langzeiteffekten in den Gebieten führen. Diese Wissenslücke wird insbesondere für Insektizideinträge hervorgehoben. Insektizide bewirken schon bei geringen Wirkstoffmengen negative Effekte für aquatische Organismen. Grund dafür ist die, in der Regel, hohe Toxizität der Wirkstoffe (Mohaupt et al. 2010, Bundestag 2011, Knaebel et al. 2012, Stehle et al. 2013, Stehle u. Schulz 2015b, a).

In Freilandstudien (Von der Ohe u. Liess 2004, Schriever et al. 2007a) konnten Wiedererholungseffekte (recovery) beobachtet werden. Diese zeigten, dass negative Auswirkungen auf Gewässerorganismen durch Wiederbesiedlung mittels Einwanderung von Organismen aus benachbarten Lebensräumen (Rekolonisierung) kompensiert werden können. Voraussetzung ist, dass das Gewässerumfeld eines exponierten Gewässerabschnitts weitestgehend ungestört ist (Cuffney et al. 1984). Schriever et al. (2007) konnten zeigen, dass Waldgebiete im Oberlauf einen positiven Einfluss auf die Abundanz von für PSM sensitive Arten haben, da diese eine Quelle für Rekolonisierungsprozesse darstellen. Die Verdriftung von Organismen, d.h. die passive Ausbreitung, ist dabei ein wesentlicher Prozess (Brittain u. Eikeland 1988, Beketov u. Liess 2008). In Fließgewässer-Systemen erfolgt sie überwiegend aus dem Oberlauf. Eine Einwanderung entgegen der Fließrichtung geschieht langsamer, da dies aktive Bewegung der Organismen voraussetzt (ebd.).

Für die Vorhersage der Wiedererholung sind nach Gergs et al. (2014) Kenntnisse zu Stressfaktoren, Spezies-spezifische Reaktionen darauf und der Raum, in dem diese wirken, erforderlich. Stressfaktoren sind insbesondere durch die intrinsische Toxizität des Wirkstoffs und die Art (z.B. pulsierende Konzentration, Dauerkonzentration) sowie die Dauer der Exposition bestimmt. Der Raum kann durch die Habitatstruktur und dessen räumliche Verteilung entlang des Gewässers beschrieben werden. Diese beeinflusst die räumliche Verteilung von Expositionsmustern, wie auch die Möglichkeit der Wiederbesiedlung aus nicht exponierten Refugien (ebd.).

Terrestrische Lebensräume in der Agrarlandschaft wie Feldraine, Hecken, Baumreihen, Gehölze etc., grenzen häufig direkt an eine pflanzenschutzrelevante Landwirtschaftsfläche. Dadurch sind sie z.B. bei unsachgemäßer Anwendung durch direkte Abdrift und unerlaubtes Übersprühen erhöhter PSM-Exposition ausgesetzt (Davis et al. 1994, Forster et al. 1997, Rautmann et al. 1997, Kühne et al. 2000b, Koch u. Weisser 2001). Sie besitzen durch die Funktion als Habitate für Nahrung, Nistplätze und Refugien für Rückzug und Wiederbesiedlung einen potentiell hohen ökologischen Wert in der Agrarlandschaft (Kretschmer et al. 1995, Marshall u. Moonen 2002). Entscheidend für ihre Funktion ist, dass der Einfluss von PSM höchstens so hoch ist, dass Organismen längerfristig überleben können (Kühne et al. 2002). Gutsche u. Enzian (2002) gehen bei der Quantifizierung von Refugien in Agrarräumen Deutschlands von möglichen räumlichen Wechselwirkungen der Organismen in Nichtzielflächen und Refugien von bis zu 500 m aus. Veres et al. (2013) belegen signifikante landschaftsabhängige Wechselwirkungen von Nützlingen auf Skalen von 100 m bis über 2 000 m.

Die Wahrscheinlichkeit nachhaltiger Effekte auf die Artenzusammensetzung und Artenhäufigkeit in den betroffenen Strukturen ist abhängig von der Landschaft und deren Potential zur Kompensation durch Migration und anderen ökologischen Ausgleichsprozessen (Freier et al. 2001, Kühne et al. 2002, Bengtsson et al. 2005, Tschardtke et al. 2005, Tschardtke 2010, Tschardtke et al. 2012). In Deutschland wird dieser Aspekt seit 2002 (Gutsche u. Enzian 2002, Enzian u. Gutsche 2004) bei der Risikobewertung von PSM einbezogen. Es handelt sich um einen räumlichen Ansatz zur

Berücksichtigung der vorhandenen Landschaftsstrukturen und damit indirekt auch der Biodiversität in Agrarlandschaften. Danach wird davon ausgegangen, dass in Naturräumen (Gutsche u. Enzian 2002) bzw. Gemeinden (Enzian u. Gutsche 2004) mit einem ausreichenden Anteil an Kleinstrukturen temporäre Auswirkungen der PSM-Anwendung auf den Naturhaushalt einschließlich der Biodiversität besser kompensiert werden können. Die Methode wird insbesondere dafür kritisiert, dass die räumliche Verteilung von Kleinstrukturen unterhalb der Ebene der Bezugsräumen (Naturräume, Gemeinden) nicht berücksichtigt wird. Das kann dazu führen, dass in flächenstarken Gemeinden, die Verteilung von Kleinstrukturen keine ausreichenden Migrationsprozesse gewährleistet, dies aber derzeit nicht berücksichtigt wird (Golla et al. 2013).

Auch auf der Zielfläche können teilweise geschützte Nichtzielarten wie Amphibien von PSM-Exposition betroffen sein (Brühl et al. 2013a, Brühl et al. 2013b, Smalling et al. 2015, van Meter et al. 2015). Indirekte Effekte von PSM-Maßnahmen können ebenfalls Wildtiere, z.B. Agrarvögel, negativ beeinflussen, indem infolge der beabsichtigten Beseitigung von Ackerbegleitkräutern bei der Herbizidanwendung und ackerlebender Insekten bei der Insektizidanwendung das Nahrungsangebot reduziert wird (Hoffmann et al. 2011, Hotker et al. 2013, Sudfeldt et al. 2013, Gibbons et al. 2015, 2016, Jeliaskov et al. 2016).

Durch Anwendungsbestimmungen, die den Anwender zur Einhaltung von Pufferzonen (ohne PSM Behandlung) und zum Einsatz abdriftmindernder Technik verpflichten, können PSM Einträge in angrenzende Nichtzielflächen reduziert werden (Alix et al. 2017b).

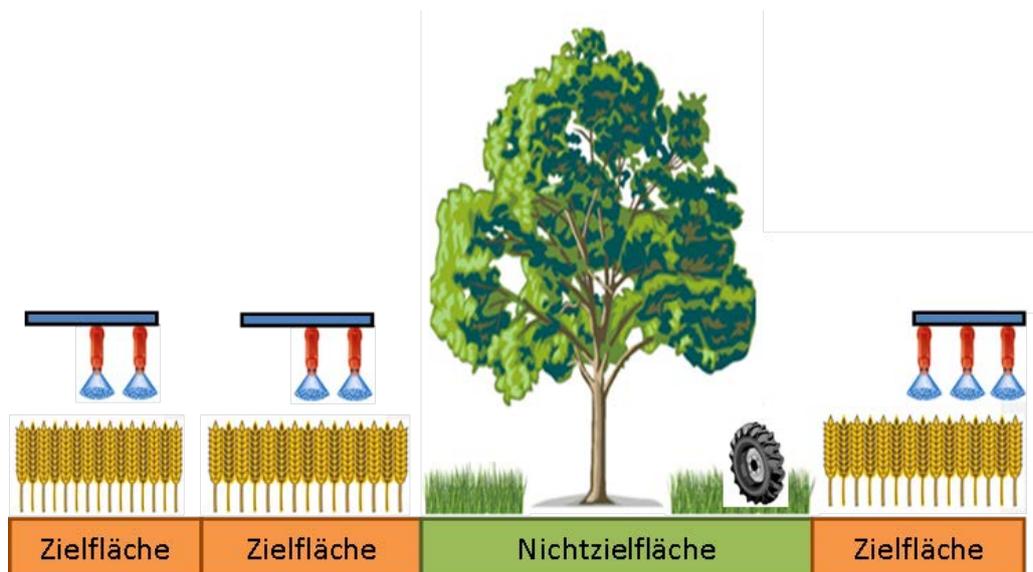


Abb. 3 Illustration der Landschaftsstrukturen am Feldrand (nach Alix et al. 2017b, verändert)

2.4 Bedeutung der Eintragspfade

Ein gewisser Anteil der auf landwirtschaftlichen Flächen verwendeten PSM gelangt in die umgebende Umwelt (Abb. 2). Die Frachten aus diffusen Eintragspfaden können durch Modelle abgeschätzt werden. Röpke et al. (2004) bilanzierten diese für Gewässer auf Einzugsgebietsebene. Es wurden für Deutschland und das Anbaujahr 2000 für 59 Wirkstoffen der Eintrag über die Pfade Run-off, Drainage und Abdrift in Gewässer abgeschätzt. Das Ergebnis der Abschätzung belief sich auf 15 t a^{-1} . Neben dem Oberflächenabfluss ist Abdrift der Hauptpfad von PSM in aquatische und terrestrische Nichtzielflächen (Wang u. Rautmann 2008, Mackay et al. 2014). Nach Huber et al. (2000) beträgt der Anteil der Abdrift-bedingten Frachten in Gewässer 20 %. Für terrestrische Systeme liegen auf nationaler Ebene keine vergleichbaren Zahl vor.

Der Abdrift kommt aufgrund der häufig unmittelbaren Nachbarschaft von Applikationsfläche (Zielfläche) und Feldnachbarschaft (Nichtzielflächen, z.B. Gewässer, Feldraine, Hecken, benachbarte

Felder) sowie der in den Raumkulturen (Hopfen-, Obst- und Weinbau) hohen Abdriftwerte eine besondere Bedeutung zu. Insbesondere in gewässerreichen Gebieten und in Gebieten mit einem hohen Raumkulturanteil haben angrenzende Nichtzielflächen ein besonders hohes Risiko durch Abdrift exponiert zu werden (Huber et al. 2000, de Jong et al. 2008, Focks et al. 2014). Da Sprühgeräte in Raumkulturen die Behandlungsflüssigkeit von unten nach oben gerichtet an die zu benetzenden Pflanzenteile abgeben, ist in diesen Kulturen die Abdrift um ein Vielfaches über den Werten für Flächenkulturen, in denen nach unten behandelt wird (Ganzelmeier et al. 1995) (vgl. Kap. 2.5). Huber et al. (2000) gehen davon aus, dass 94 % der Abdrift-bedingten Frachten in Oberflächengewässer aus Anwendungen in Raumkulturen stammen. Auch in Feldkultur-dominierten Landschaften kann, bedingt durch geringe Entfernung zwischen Zielfläche und Gewässer, Abdrift zu umweltrelevanten Expositionen führen (vgl. Süß et al. 2006, Bereswill et al. 2012).

2.5 Messung und Modellierung des Eintragspfads Abdrift

2.5.1 Definition von Abdrift

Drift ist ein Phänomen des Tropfentransports durch Luftbewegung. Man unterscheidet direkte und indirekte Abdrift (Koch 1989). Die direkte Abdrift erfasst den Anteil Flüssigkeitstropfen, der während einer Applikation von der behandelnden Parzelle durch die aktuelle Luftbewegung verfrachtet wird und außerhalb dieses Areals sedimentiert (ebd.). Nach Maas et al. (1988) umfasst die indirekte Abdrift auch den Wirkstoffanteil, der nach der Deposition durch Volatilität oder Verwehung von Bodenpartikel verlagert wird.



Abb. 4 Applikation einer Zielfläche mit Feldspritze (nach Ganzelmeier 2002, verändert). Zeichnung der Abdrift außerhalb der Zielfläche (Foto: Prasuhn)

Die Abdrift wird durch zahlreiche meteorologische und gerätetechnische Faktoren beeinflusst. Diese sind umfangreich untersucht (Koch 1989, Teske et al. 1997, Kaul et al. 2001, Koch et al. 2003, Koch et al. 2004, Von der Hude 2004, Wang u. Rautmann 2008). Die Verfrachtungsrichtung und -weite der Tropfen hängen von ihrer Größe/Masse sowie der Geschwindigkeit und Richtung der Luftbewegung ab (Koch et al. 2005). Wichtigster Parameter der verfrachteten Stoffmenge ist der Flüssigkeitsanteil, der in drifanfalligen Tropfen enthalten ist. Ein Maß hierfür ist das Feintropfenvolumen des Zerstäubungsverfahrens. Als Feintropfenvolumen wird der Flüssigkeitsanteil bezeichnet, der in Tropfen kleiner als 150 µm ausgebracht wird (ebd.). Die Menge des verfrachteten Wirkstoffs wird nach BBA (1992a) als Anteil des auf der Fläche ausgebrachten Wirkstoffs ausgedrückt. Kaul et al. (2001), Von der Hude (2004) und Wang u. Rautmann (2008) untersuchen statistisch den Einfluss der unterschiedlicher Witterungs- und gerätetechnischer Faktoren auf die Abdriftwerte auf Grundlage der Daten von Ganzelmeier et al. (1995) und Rautmann et al. (2001). Bei Anwendung nach guter fachlicher Praxis dominiert der Abstand zwischen letzter Düse und Kollektor den Anteil des verlagerten Wirkstoffs.

Abdriftprozesse beinhalten typischerweise eine große und nicht vorhersehbare Variabilität infolge turbulenter Luftströmungen (Teske et al. 1997). Bei sehr geringer Luftbewegung ist die Windrichtung nicht stabil, sondern schwankt, was als kleinskalige Turbulenz bezeichnet wird (Böttcher 2000). Diese Turbulenz wird noch durch die Rauigkeit von Oberflächen, also den Pflanzenbestand selbst, beeinflusst (Koch u. Weisser 2001, Koch et al. 2005). Eine Beschreibung der Dynamik von Windaufreten und Driftprozessen liefern Koch et al. (2005).

2.5.2 Messung von Abdrift

Um trotz der zahlreichen driftbeeinflussenden Faktoren vergleichbare Resultate zu gewährleisten, wurden seit Mitte der 1990er Jahre in verschiedenen europäischen und außereuropäischen Staaten Untersuchungen durchgeführt, um das Abdriftpotenzial der verschiedenen Pflanzenschutzverfahren auf die Umwelt abschätzen zu können.

In Deutschland wurden 1989 bis 1992 für verschiedene Kulturen Abdriftmessungen unter standardisierten Bedingungen zur Gewinnung von Daten für sogenannte „Abdrifteckwerte“ durchgeführt (Ganzelmeier et al. 1995). Ergänzend erfolgten 1996 bis 1999 weitere Versuche mit verbesserter Messtechnik (Rautmann et al. 1999). Die aus den Versuchen abgeleiteten Eckwerte werden seitdem für die Risikoabschätzung im Rahmen der Zulassung von PSM verwendet (vgl. Kap. 2.2). Es wurden insgesamt 119 Versuche durchgeführt, davon 16 Versuche für Feldkulturen, 21 Versuche im Weinbau, 61 Versuche im Obstbau und 21 Versuche im Hopfenanbau (Rautmann et al. 2001). Die Abdriftmessungen folgten der BBA-Richtlinie 2-1.1 (BBA 1992b), die im Sinne einer Methodenvorschrift die Rahmenbedingungen für eine vergleichbare Versuchsdurchführung vorgibt. Wesentliche Aspekte dieser Richtlinie sehen vor, dass die Windgeschwindigkeit während der Messungen 5 m/s nicht überschreiten sollte. Zudem sollte die Windrichtung über den gesamten Versuchszeitraum rechtwinklig zur Fahrtrichtung stehen, mit einem maximalen Windrichtungsbereich von $\pm 30^\circ$. Es werden in festgelegten Entfernungen jeweils 10 Petrischalen in 1 m Abstand als künstliche Kollektoren auf einer Freifläche (gemähte Wiese) ausgestellt. Dieser Versuchsaufbau ist exemplarisch für Versuche im Feldbau in der folgenden Abbildung 6 schematisch dargestellt.

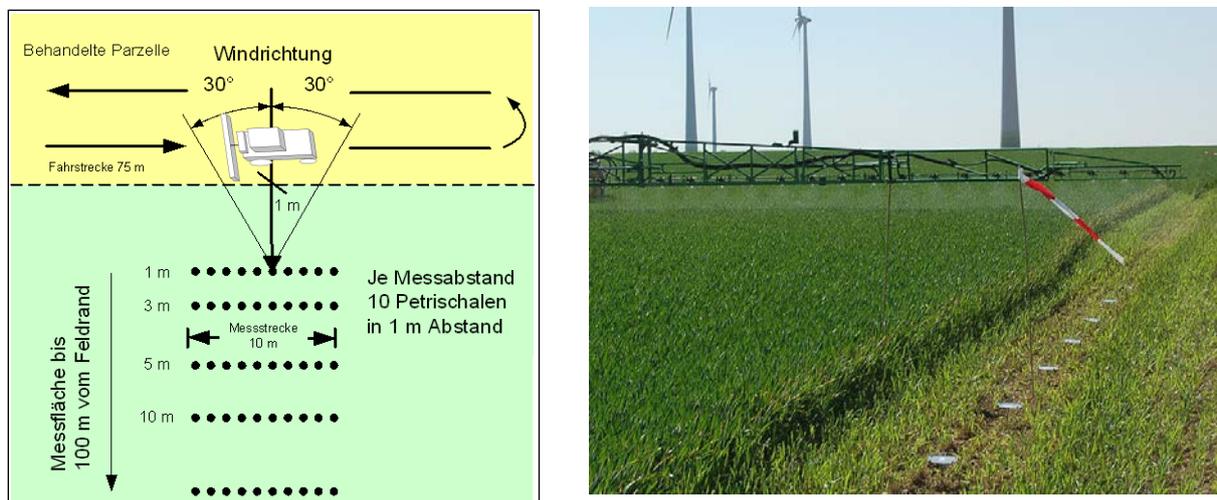


Abb. 5 (links) Versuchsaufbau für Abdriftmessungen nach BBA (1992), beispielhaft für Feldbauversuche (eigene Darstellung); (rechts) Abdriftversuch zur Festsetzung der Abdrifteckwerte (Foto: Wygoda/JKI)

Offizielle Abdriftmessungen für die Risikoabschätzung von PSM liegen darüber hinaus lediglich in den Niederlanden vor (van de Zande u. Holterman, 2005). Außer den Niederlanden und Großbritannien beziehen sich jedoch alle anderen Mitgliedstaaten der EU auf die Werte von Rautmann et al. (2001). Sie sind ebenfalls, über das FOCUS surface water modelling framework, Bestandteil der Risikoabschätzung von PSM-Wirkstoffen auf europäischer Ebene (FOCUS, 2001). Eine ausführliche Darstellung über den Stand der Abdriftmodellierung geben Brown et al. (2017).

Die tatsächliche Exposition von aquatischen und terrestrischen Nichtzielflächen lässt sich auf Grundlage der Daten von Rautmann et al. (2001) nur eingeschränkt ableiten. Die Abdriftmessungen wurden außerhalb der Applikationsfläche auf einer gemähten Rasenfläche vorgenommen. Die Anlagerung von Driftpartikeln an die Vegetation außerhalb der Anwendungsfläche (Rautmann et al. 1997, Koch u. Weisser 2001, Koch et al. 2003, Koch et al. 2004) wird dabei nicht berücksichtigt. In Versuchen von van de Zande u. Holterman (2005) wurde dies für den Einfluss von Uferrandvegetation untersucht. Verschiedene Studien untersuchten die horizontale und vertikale Verteilung von PSM in Saumstrukturen und stellten fest, dass es erhebliche Unterschiede zwischen der Ablagerungsmenge an der oberen Grenze des Pflanzenprofils und dem Boden gibt und die Konzentrationsverteilung in Entfernung zur Feldkante im Verlauf von < 50 m stark variiert (Kühne et al. 2002, Koch et al. 2004, Otto et al. 2009). Für die Abdriftbelastung unter praktischen Bedingungen wirken verschiedene Einflußfaktoren derart, dass unregelmäßig angeordnete Bereiche gleicher Abdriftbelastung entstehen (Rautmann et al. 1997, Freier et al. 2001, Kühne et al. 2002).

2.5.3 Modellierung von Abdrift

Um die Abdrift für beliebige Entfernungen von der Applikationsfläche zum aquatischen oder terrestrischen Nicht-Ziel Objekt berechnen zu können, werden überwiegend deterministische Methoden eingesetzt (Wang u. Rautmann 2008). Hierfür wird ein zuvor festgelegtes, also deterministisches, Perzentil als Einzelwert aus der Häufigkeitsverteilung der Messwerte genutzt. Dieses Vorgehen ist im nationalen Zulassungsverfahren von PSM (Großmann 2008) und auf EU-Ebene (FOCUS 2001) etabliert sowie auch im Bereich der Agrarumweltindikatoren der EU (Kruijne et al. 2011) und OECD (OECD 2002) üblich.

Es ist eine Konvention, hierfür das 90. Perzentil als Grundlage für die Kalkulation der Expositionskonzentration (predicted environmental concentrations, PEC) zu verwenden (Rautmann et al. 1999, Rautmann u. Streloke 2001). Dieser Festlegung folgend, sind die Abdrifteckwerte (Rautmann et al. 2001) eine Regression über die 90. Perzentile der Driftsedimente je Messentfernung (Gleichung 1).

$$drift = a \times Y^b$$

Gleichung 1

Dabei ist *drift* das Bodensediment in % des applizierten PSM in der Entfernung Y in [m] vom Ausbringort. Die Parameter a und b sind kulturspezifische Koeffizienten und aus den jeweiligen Messwerten ermittelt (Rautmann et al. 2001).

2.6 Verfahren und Modelle der Expositions- und Risikoabschätzung

2.6.1 Deterministische Verfahren

Der Expositions- und Risikoabschätzung für Einträge von PSM in Nichtzielflächen liegen gewollt protektive und deterministisch bestimmte Annahmen zugrunde (Schad u. Schulz 2011). Die Expositionsszenarien stellen einen „realistic-worst-case“ dar. In der aquatischen Expositions- und Risikoabschätzung ist das angenommene Modellgewässers stehend, mit einem Kastenquerschnitt und befindet sich in unmittelbarer Nähe zum Feld. Es wird eine Standardtiefe von 30 cm angenommen. Die Abdrift erreicht immer das Gewässer in einer Höhe, die dem 90. Perzentil der Verteilung nach Rautmann et al. (1999) entspricht.

Für die terrestrische Expositionsabschätzung ist die Vorgehensweise abhängig vom Nichtzielorganismus. Die Expositions- und Risikoabschätzung von Arthropoden und Bestäubern im Saum (off-field) nehmen ebenfalls eine unmittelbare Nachbarschaft der Nichtzielfläche und einer dem 90. Perzentil entsprechenden Abdrift an (Gonzalez-Valero et al. 2000, EFSA 2013a, 2015).

Diese Bewertungsansätze ermöglichen eine protektive Risikobewertung im Sinne eines Screenings (Solomon et al. 2000) und die Fokussierung auf die wichtigsten Schadstoff- und Emissionsquelle (Bartell 1996). Ein wesentlicher Kritikpunkt ist, dass die Unsicherheit und Variabilität der

Eingangsparameter nicht in die Entscheidung einbezogen werden können (Jager et al. 2001, Frewer et al. 2008). Eine Beurteilung der zeitlich-räumlichen Häufigkeit der unterstellten Annahmen ist nicht möglich. Ein Umstand der die Bewertung der Protektivität des deterministische Expositionsmodells erschwert (Bach et al. 1996, Streløke et al. 1996, Knaebel et al. 2012, Stehle u. Schulz 2015b).

2.6.2 Probabilistische Verfahren

Probabilistische Verfahren bieten die Möglichkeit, den genannten Schwächen deterministischer Verfahren zu begegnen. Es können Gesamtwahrscheinlichkeiten berechnet werden, indem Eingangsparameter durch Verteilungen, die zufällig miteinander kombiniert werden, in die Berechnungen eingehen (Hart 2001). In der Ökotoxikologie werden probabilistische Verfahren seit Ende der 1990 Jahre angewendet (Wang u. Rautmann 2008). Auf der Expositionsseite finden probabilistische Verfahren bislang weniger Anwendung (Schad u. Schulz 2011). Hart et al. (2001) halten den hohen Datenbedarf für einen wesentlichen Hinderungsgrund. Auch ist die Kommunikation probabilistischer Verfahren im Zusammenhang mit der Expositions- und Risikobewertung von PSM noch wenig etabliert (Frewer et al. 2008).

Für die Kombination von Verteilungen untersuchte Verdonck (2003) verschiedene analytische und Simulationsmethoden, die für die Fortpflanzung von Informationen über Variabilität und Unsicherheit der Eingangsparameter im Modell verwendet werden können. Die Monte-Carlo-Analyse ist ein häufig verwendetes Verfahren, um Zufallszahlen gemäß den Verteilungen der Eingangsparameter zu erzeugen (Cullen u. Frey 1999, Beulke et al. 2006). Der Ansatz beinhaltet typischerweise die vielfach wiederholte Ausführung eines deterministischen Modells für eine Vielzahl von Eingangswerten, die aus statistischen Verteilungen gewonnen werden. Mit diesen werden die Modellgleichungen wiederholt durchgeführt. Mit der Zunahme der Anzahl der Ziehungen nähert sich die Ergebnisverteilung der analytisch richtigen an (Bogen et al. 2009). Beulke et al. (2006) weisen darauf hin, dass der Typ der Verteilungen für Eingangswerte häufig von Experten festzulegen ist. Diese subjektive Auswahl, so die Autoren, beeinflusst das Ergebnis der Analysen stark.

In Gutsche u. Strassemeyer (2007) werden Verteilungen dadurch erzeugt, dass einer Vielzahl georeferenzierter Zielflächen weitere nicht georeferenziert Parameter (z.B. Kultur, Anwendungsmuster) zufällig zugewiesen werden. Die Berechnung von Risikoindices erfolgt auf Ebene der einzelnen Zielflächen. Durch die Aggregation der Ergebnisse auf Ebene von Flusseinzugsgebieten, Verwaltungseinheiten oder Naturraumeinheiten werden Verteilungen der Risikoindices erzeugt, woraus 90. Perzentile als Ergebniswert abgeleitet werden (ebd.) Das 90. Perzentil als Endpunkt findet in der Expositions- und Risikoabschätzung häufige Anwendung. Jager et al. (2001) weisen jedoch darauf hin, dass die Berücksichtigung eines deutlich über dem Median liegenden Perzentils, vor der abschließenden Generierung der Verteilungskurve, zu einer unrealistischen Expositionsabschätzung führen und das tatsächlich vorhandene Risiko dadurch überschätzt werden kann. Vose (1996) empfiehlt für eine quantitative Risikoanalyse realistische Annahmen aus Verteilungen von Eingangsparametern abzuleiten. Im Sinne einer realitätsnahen Abbildung des Risikos fordern Klein et al. (2003), dass expositionsseitig die Gesamtwahrscheinlichkeit aller Annahmen das 90. Perzentil der Konzentrationsverteilung nicht überschreiten soll.

2.6.3 Räumlich explizite Modelle

Mit räumlich expliziten oder georeferenzierten Verfahren der Expositions- und Risikoabschätzung kann ein realistischeres Bild der zu erwartenden Exposition und des damit verbundenen Risikos erzeugt werden (FOCUS 2005a). Das Einzelergebnis eines deterministischen „realistic-worst-case“-Szenario kann in den Kontext der Verteilung der Ergebnisse für einen konkreten Landschaftsausschnitt gestellt werden. Für die Beschreibung der Landschaft, deren Elemente sowie deren Wirkungsbeziehungen zwischen Zielfläche, Nichtzielfläche und Refugien werden verschiedene Methoden der Landschaftsanalyse, wie z.B. Geländemessungen (z.B. Ohliger u. Schulz 2011), GIS-

Analysen (z.B. Hendley et al. 2001), auch in Verbindung mit Fernerkundungsverfahren (Trapp et al. 2003) verwendet.

Nach Bastian u. Schreiber (1999) ist die Landschaftsanalyse ein grundlegender Bestandteil der Landschaftsdiagnose. Sie liefert die Ergebnisse, um das Leistungsvermögen der Landschaft für verschiedenartige gesellschaftliche Anforderungen, einschließlich von Kriterien zur Erhaltung des Landschaftshaushaltes, zu ermitteln. Haase (1991) nennt in diesem Zusammenhang explizit die Erfassung der Landschaftselemente und wesentlicher in der Landschaft ablaufender Prozesse. Dies bedeutet übertragen auf eine realitätsnahe Expositions- und Risikoabschätzung von PSM, dass die Landschaftsanalyse zur Ableitung notwendiger Daten dient, um den landschaftlichen Kontext und die räumlich, zeitlich und funktionalen Beziehung zwischen Zielfläche, Nichtzielflächen und Refugien zu beschreiben (Ohliger u. Schulz 2010, Schad u. Schulz 2011)

Neben Analysemethoden im Gelände (Leser u. Klink 1988, Golla et al. 2002, Ohliger u. Schulz 2010) können durch digitale Landschaftsanalysen (Farina 2006, Lang u. Blaschke 2007) expositionsrelevante Parameter (z. B. räumliche Lage und Ausrichtung von Ziel- und Nichtzielflächen) aus Geodaten mittels GIS-Methoden abgeleitet werden. Die Grundlagen und Eigenschaften von Geodaten und GIS als Werkzeug zur Verarbeitung von Geodaten (deren Erfassung, Speicherung, Analyse und Visualisierung) wurden schon vielfach beschrieben (Bartelme 1989, Burrough 1994, Burrough u. A 1998, Bill 1999b, a). Für eine detaillierte Darstellung wird auf die genannte Literatur verwiesen.

Methoden der digitalen Landschaftsanalyse werden im Kontext der Expositions- und Risikoabschätzung seit Ende der 1990er Jahre angewendet (Urban 2003, Enzian et al. 2004, Enzian u. Golla 2006, Dechet et al. 2007, Holmes 2007, Holmes et al. 2007, Verro et al. 2009, Schad u. Schulz 2011). Auch wenn diese dort nicht explizit als Methoden digitaler Landschaftsanalyse oder Landschaftsstrukturanalyse (vgl. Lang u. Blaschke 2007) bezeichnet werde, sind es „klassische“ Methoden der Landschaftsanalyse mit GIS, wie die Erfassung von Lebensräumen und deren Variabilität durch Nachbarschaftsanalysen für einen Betrachtungsraum (ebd.). Der Betrachtungsraum kann durch ökologische oder politisch-administrativen Grenzen (Naturräume, Einzugsgebiete bzw. Verwaltungseinheiten) oder Planungseinheiten beschreiben werden (Bastian u. Schreiber 1999, S. 49f.).

In georeferenzierten Verfahren der Expositions- und Risikoabschätzung werden für jede Applikationsfläche die Exposition durch z.B. Abdrift aufgrund der georeferenzierter Entfernungsinformation zur Nichtzielfläche (Gewässer, Saumstruktur) berechnet. Das Ergebnis kann als Häufigkeitsverteilung der berechneten Konzentrationen (PEC) dargestellt werden (Schad u. Schulz 2011).

Die Modellergebnisse können räumlich verortet werden, um dadurch die Frage nach dem „Wo“ einer bestimmten Belastungssituationen zu beantworten (Hart 2001). Dieser Aspekt ist wichtig, um aus den Ergebnissen raumbezogene Maßnahmen ableiten zu können. Der räumliche, zeitliche und thematische Detaillierungsgrad der Ergebnisse hängt von den eingehenden Geodaten ab.

In den Arbeiten von Bach et al.(2001) und dem darauf aufbauenden Modell DRIPS (Röpke et al., 2004) werden PSM-Frachten und -Konzentrationen in Oberflächengewässern georeferenziert auf der Ebene von Einzugsgebieten berechnet. Die räumliche Orientierung von Applikationsfläche und Gewässer wird indirekt über Daten zur Gewässernetzdichte, der Landnutzung und Anbaustatistiken abgeschätzt. Der expositionsrelevante Prozess der Abdriftminderung durch die Vegetation wird aufgrund der Kleinmaßstäbigkeit des Modells nicht berücksichtigt. Aufgrund der mangelnden Verfügbarkeit und Datennutzungsbeschränkungen nutzten Arbeiten im aquatischen Bereich zur Modellierung der Exposition Daten zur Gewässernetzdichte (BMU 2003), welche aus dem kleinmaßstäbigen Landschaftsmodell ATKIS-DLM1000 abgeleitet wurden (Bach et al. 2001, Röpke et al. 2004).

Das Modelle GREAT-ER (Feijt et al. 1998) schätzt die Exposition durch wassergefährdende Stoffe, darunter auch PSM, in Fließgewässern. Die Georeferenzierung des Modells bezieht hauptsächlich die regionale Variabilität des Fließgewässers ein. In den bisherigen Versionen werden Einträge in das

Fließgewässernetz als Punktquellen modelliert, welche Kläranlagen oder industrielle Direkteinleiter darstellen (Avenhaus 2007).

Das Model SYNOPS (Gutsche u. Strassemeyer 2007b) berechnet die Exposition und bewertet das Risiko von PSM für die Umwelt anhand zwei terrestrischer (Biene, Regenwurm) und drei aquatischer (Alge, Daphnie, Fisch) Stellvertreterorganismen. Es wurde ursprünglich als nicht explizit räumliches Modell entwickelt (Gutsche u. Rossberg 1997b, a). Mit der Weiterentwicklung des Modells zu der Anwendungen SYNOPS GIS werden zahlreiche expositionsrelevante Parameter aus georeferenzierte Daten abgeleitet (Gutsche u. Strassemeyer 2007b, Strassemeyer u. Gutsche 2010). Es erlaubt die Verknüpfung der Anwendungsdaten von PSM (Anwendungsmuster) mit deren Anwendungsbedingungen (Umwelteigenschaften) und den inhärenten Stoffeigenschaften. Das Risiko wird in diesem Modell als Quotient der abgeschätzten Umweltkonzentration (Exposition) und der Toxizität der Substanz angegeben. Die Bewertung des Risikos erfolgt auf der Ebene der Applikationsfläche. Die Exposition durch Abdrift wird auf Basis der Abdrifteckwerte (Rautmann et al. 1999) als Einzelwert, über die geringste Entfernung der Fläche zum nächstliegenden Gewässer, abgeschätzt. Eine explizite räumliche Beziehung zu umgebenden Nichtzielflächen kann mit dem Modell nicht hergestellt werden.

Durch die nichtlineare Abnahme der Driftdeposition in Abhängigkeit von der Entfernung, gerade im Bereich bis 20 m, kommt der möglichst realitätsnahen Berechnung der räumlichen Entfernung und Orientierung der Feldkante zur Nichtzielfläche eine zentrale Bedeutung zu. In den USA und Europa werden seit Ende der 1990er Jahre Landschaftsanalysen durchgeführt, die eine realitätsnahe Bestimmung dieser Entfernung zum Ziel haben (Solomon et al. 2000, Cryer et al. 2001, Maund et al. 2001, Travis u. Hendley 2001). Cryer et al. (2001) schätzen die Entfernung der Applikationsfläche zum Gewässer für unterschiedliche Windrichtungen hin zum Gewässer ab. Dies geschieht über die Zentrumsordinate der Fläche, dessen Radius und den Koordinaten des Gewässerabschnitts. Die Beladung eines Gewässerabschnitts erfolgt deterministisch unter Verwendung der 90. Perzentil Deposition berechnet mit dem Model AgDrift (Teske et al. 1997).

Andere Methoden der Entfernungsberechnung gehen vom Gewässer aus und berechnen diese für verschiedene vordefinierte Richtungen. Zahlreiche Arbeiten bauen auf die Methode von Hendley et al. (2001b) auf (Urban 2003, Enzian et al. 2004, Enzian u. Golla 2006, Dechet et al. 2007, Holmes 2007, Holmes et al. 2007, Schad u. Schulz 2011). In Deutschland wurde ausgehend von Arbeiten zur Expositionsabschätzung von PSM in Sonderkulturen (Enzian et al. 2004, Enzian u. Golla 2006, Golla et al. 2006, Schad et al. 2006, Dechet et al. 2007) ein Rahmenkonzept für eine georeferenzierte Risikoabschätzung im Rahmen der Zulassung formuliert (Schulz et al., 2009). Den Arbeiten ist gemein, dass zwar eine Häufigkeitsverteilung von Konzentrationen (PEC) für eine Landschaft vorgesehen wird, die Abdrift als relevanter Parameter jedoch deterministischer Wert, i.d.R. dem 90.Perzentil, in die Berechnungen eingeht.

Die Grundgesamtheit der Häufigkeitsverteilung wird in den genannten Arbeiten definiert über einen zuvor festgelegten Betrachtungsraum. Es werden nur solche Gewässer einbezogen, die potentiell durch umliegende Anbauflächen exponiert werden können. Für die Abschätzung der Exposition durch Abdrift wird der Konvention gefolgt, dass Gewässer bis zu einer Entfernung von 75 m (Feldbau) bzw. 150 m (Raumkulturen) durch Abdrift aus umliegenden Anwendungsflächen umweltrelevant exponiert werden können (Enzian u. Golla 2006). Auf EU-Ebene gibt es eine derartige Festlegung bislang nicht (Egsmose et al. 2015). Jedoch werden in EFSA-Dokumenten (2013, 2015) Anforderungen für eine realitätsnähere Expositions- und Risikoabschätzung thematisiert, beispielsweise durch Modellansätze, welche die Variabilität der Exposition und der Effekte auf Landschaftsebene berücksichtigen (Egsmose et al. 2015).

2.6.4 Räumliche Datensätze

In den vergangenen Jahren hat sich die generelle Verfügbarkeit digitaler Daten weltweit verbessert (Bareth 2009). Dennoch können oft nicht alle expositionsrelevanten Parameter (Tab. 6) aus Geodaten

abgeleitet werden (Kubiak et al. 2014) oder repräsentative Daten zur Erstellung von Verteilungsfunktionen liegen nicht für vor (Schulz et al. 2007).

Vor dem Hintergrund der Entwicklung eines national umsetzbaren Verfahrens wurde geprüft, welche expositionsrelevanten Eingangsdaten bereits vorliegen bzw. aus bestehenden Daten abgeleitet werden können. Dabei wurde berücksichtigt, dass durch Erhebungen direkt im Gelände (Hahn u. Vietinghoff 2010, Ohliger u. Schulz 2010) oder auf Basis von manueller Luftbilddauswertungen (Golla u. Krumpke 2014) nur in begrenztem räumlichen Umfang Datenlücken geschlossen werden können (Basian u. Schreiber 1999). Die Kriterien für die Verwendung von Daten sollten für eine Expositionsabschätzung transparent und nachvollziehbar sein, um die Glaubwürdigkeit der daraus resultierenden Ergebnisse beurteilen zu können (NAS 2013).

Die Beschreibung räumlicher Datensätze baut auf bereits vorliegenden Studien auf. Diese haben die Eignung von Daten für die flächenbezogene Umweltberichterstattung (Meinel et al. 2008b, a) und speziell für die flächenbezogene Expositionsabschätzung in Deutschland untersucht (Kubiak et al. 1998, Vahrson u. Golla 2000, Golla et al. 2002, Schulz et al. 2009, Ohliger u. Schulz 2010, Kubiak et al. 2014). In den Studien wurden die Datenquellen anhand verschiedener Kriterien, wie die bundesweite Vergleichbarkeit, gesicherte Aktualität und Datenfortschreibung, forschungsrelevanter Inhalt und Erhebungsmaßstab, öffentliche Zugänglichkeit und bundesweite und digitale Verfügbarkeit diskutiert.

Das ATKIS-Basis-DLM (ehemals ATKIS-DLM 25) stellt für deutschlandweite Auswertungen geometrisch und thematisch eine geeignete Grundlage dar, aber es bestehen Defizite hinsichtlich Aktualität und thematischer Auflösung (Enzian u. Golla 2006, Meinel et al. 2008a,b). ATKIS ist das Amtlich-Topographisch-Kartographische Informationssystem. Es wird von den Vermessungsverwaltungen der Länder vorgehalten. In ATKIS werden die Ergebnisse der topographischen Landesaufnahme und der amtlichen topographischen Karten digital fortgeführt. Es besteht aus digitalen Landschaftsmodellen (DLM) unterschiedlicher Maßstabbereiche. Aus dem Basis-DLM werden weitere kleinmaßstäbige Landschaftsmodelle abgeleitet. Das ATKIS-Basis-DLM beschreibt die topographischen Objekte der Landschaft im Vektorformat und modelliert diese als Punkt, Linie- oder Fläche. Flächenüberlagerungen sind im Gegensatz zum LBM-DE und DLM-DE (s.u.) erlaubt. Welche Objektarten dieses DLM beinhaltet und wie die Objekte zu bilden sind, ist im bundeseinheitlichen Objektartenkatalog GeoInfoDok (AdV 2008) für das AAA-Modell definiert.

Die Objekte, wie z.B. Ackerflächen und Gewässer, werden einer bestimmten ATKIS-Objektart (AOA), in diesem Fall AOA 4101 „Ackerland“ bzw. AOA 5101 „Strom, Fluss, Bach“ zugeordnet und durch ihre räumliche Lage (Koordinaten), ihren geometrischen Typen (Punkt, Linie, Polygon) und beschreibende Attribute, z. B. Breite des Gewässers, definiert (Tab. 4).

Eine Schwierigkeit besteht in der Differenzierung von Gewässern, die nicht ständig, jedoch periodisch Wasser führen und damit bei Anwendungsbestimmungen zu berücksichtigen sind (s.o.). Die ATKIS Attributierung „nicht ständig wasserführend“ (HYD=1100) umfasst auch gelegentlich wasserführende Gewässer (Golla et al. 2002), die nicht Gegenstand von Anwendungsbestimmungen zum Schutz aquatischer Organismen sind. Die Unterscheidung zwischen gelegentlich und periodisch wasserführenden Oberflächengewässern ist anhand von definierten Kriterien im Gelände zu treffen (BVL 2014). Daher ist die Quantifizierung des Anteils dieser Gewässer an der Kategorie nicht ständig wasserführender Gewässer nur aufwendig zu ermitteln (Golla et al. 2002). Ständig wasserführende natürliche und künstliche Gewässer (AOA5101 und AOA5103, Attribut: HYD, Wert: 1000) werden vollzählig erfasst. Die Erfassungsuntergrenze für nicht ständig wasserführende Gewässer (AOA5101 und AOA5103, Attribut: HYD, Wert: 2000) wird nach bundeseinheitlichen Objektartenkatalog mit 500 m angegeben. Ab dieser Länge müssen sie vollzählig erfasst werden.

Für Standgewässer der Objektart 5112 „Binnensee, Stausee, Teich“ gilt nach dem ATKIS-Objektartenkatalog eine Erfassungsuntergrenze von 0,1 ha. Damit werden Standgewässer mit einer Größe von > 0,1 ha im Basis-DLM vollzählig abgebildet. Wie im Fall der nicht ständig wasserführenden Gewässern, erfassen Bundeslänger auch Standgewässer von geringerer Ausdehnung.

In Brandenburg, wo „Sölle“ als Kleingewässer im Agrarraum quantitativ bedeutsam sind, liegt die Erfassungsuntergrenze bei 0,01 ha (Brandenburg 1999).



Abb. 6 Drainagegraben, nach ATKIS Basis-DLM ein nicht ständig wasserführendes Gewässer (HYD 2000). Kein Gewässerbett erkennbar, ohne Wasser, ausschließlich Landpflanzen, daher gelegentlich wasserführend und nicht abstandsrelevant (Foto: Golla/JKI).

Eine weitere Schwierigkeit besteht in der Beschreibung der Entfernung von Zielflächen zu Nichtzielflächen und der Dimension (z.B. der Breite und Höhe) von linienförmigen Nichtzielflächen. Während terrestrische Nichtzielflächen per Definition unmittelbar an die Zielfläche angrenzen, ist eine möglichst genaue Entfernungsbestimmung zu aquatischen Nichtzielflächen für eine realitätsnahe Expositionsrechnung notwendig (vgl. Kap. 2.5). Randstreifen zwischen Zielfläche und Gewässer werden nicht als linienhafte Objektart geführt und aufgrund der Erfassungsuntergrenze erst ab einer Flächen von $> 0,1$ ha als eigenes Objekt der AOA Grünland, Wald oder Gehölz erfasst (Golla et al. 2002).

Ein in hydrologischer und hydromorphologischer Hinsicht detaillierter Fachdatensatz, der auch Informationen zur Beschaffenheit von Gewässerrandstreifen beinhaltet, liegt durch die Gewässerstrukturgütekartierung nach dem Vor-Ort-Verfahren (HMULF 1998) vor. Die Eignung dieses Datensatzes für eine realitätsnahe Beschreibung der Gewässerexposition durch PSM wurde in Golla et al. (2002) untersucht. Diese Kartierung erfolgte nur in wenigen Bundesländern ohne Angaben zur Datenfortschreibung (ebd.). Aufgrund dieser Einschränkung wurde dieser Datensatz in der vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigt.

Die ATKIS-spezifischen Regeln der Objektbildung erlauben keine Differenzierung der Entfernung einer Zielfläche, die unmittelbar an ein linienförmig modelliertes Gewässerobjekt angrenzt (Abb. 7). Die ATKIS Objekt-Modellierung sieht vor, dass die Lage von linienhaften Objekte wie z.B. Wege, Straßen, Hecken, Gräben oder Flüsse durch die Mittellinie repräsentiert wird (ADV 2002, ADV 2003). Diese können, wie in Abb. 7 dargestellt, die Grenzlinie zweier Polygone bilden (AOA 5101). Wenn diese schon durch ein Objekt belegt ist, werden weitere Linienobjekte relativ zu diesem auf der rechten (AOA 3103) oder linken Seite (AOA 4203, 3103) modelliert.

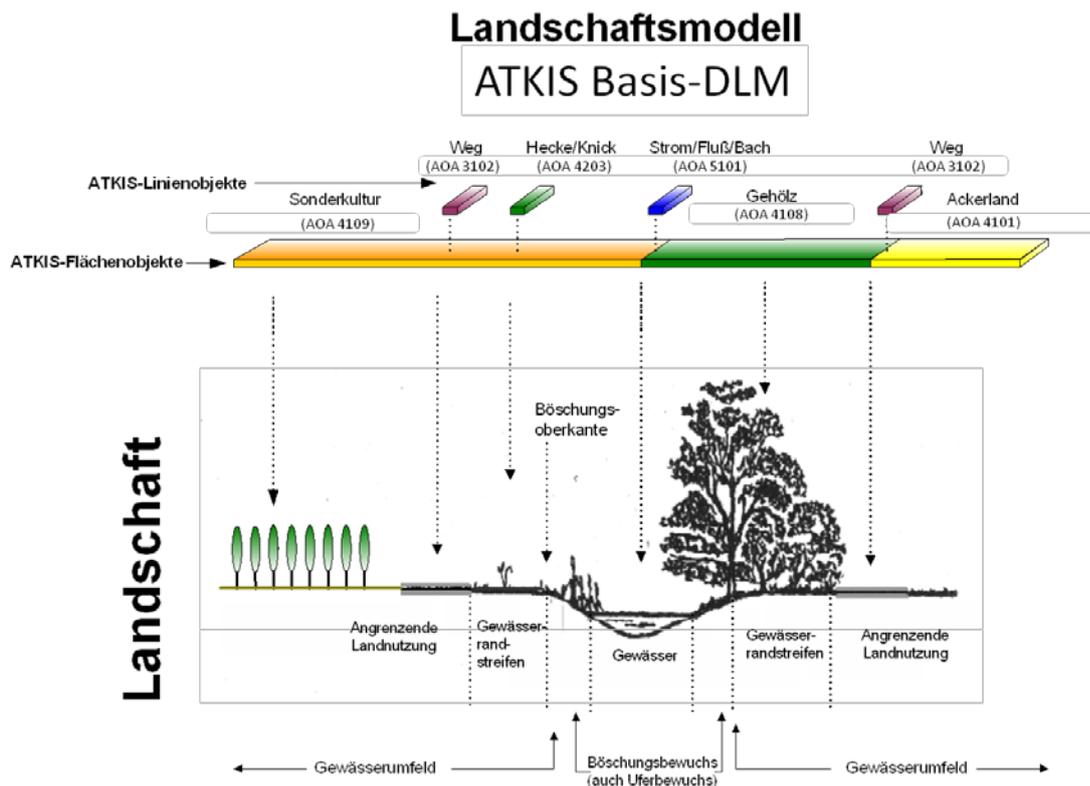


Abb. 7 Modellierung des Gewässers und der Nachbarschaften im ATKIS-Landschaftsmodell (eigene Darstellung)

Der Vorteil eines Berechnungsverfahrens unter Verwendung des Basis-DLM besteht darin, dass die Abfolge expositionsrelevanter Objekte wie dem Gewässernetz, Hecken, Baumreihen etc. als Nichtzielflächen abgeleitet werden können. Damit ist gewährleistet, dass bei GIS-Analysen zwischen den Objekten des ATKIS eine hohe relative Lagegenauigkeit besteht, d.h. eine hohe Genauigkeit eines Objektes in Beziehung zu Objekten in seiner Nachbarschaft, vorhanden ist. Dadurch ist das ATKIS Basis-DLM für die Identifikation aquatischer Refugien, wie Gewässerabschnitte mit beidseitig angrenzendem Wald oder Gehölz, geeignet.

Eine weitere digitale und georeferenzierte Datenquelle zur Abbildung landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsflächen existiert seit 2005 im Rahmen von Bestimmungen zur EU-Direktzahlungsverordnung (Krause u. Kappas 2012). Geometrien und Informationen zur Nutzung auf der beantragten Fläche sind digital und jährlich aktualisiert vorzuhalten (Inan et al. 2010). In Deutschland sind die Flächen durch den Antragsteller digital zu erstellen (LGLN 2014). Die Geometrien unterschiedlicher Antragsteller können sich aufgrund des Herstellungsweges überlagern. Die Daten sind für Auswertungen außerhalb des Verwendungsbereichs der Direktzahlungsverordnung i.d.R. nicht zugänglich.

Für die Erstellung dieser „Schlagskizzen“ werden von Behördenseite sog. „Referenzflächen“ im Rahmen des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKoS) digital vorgegeben (Inan et al. 2010). Referenzflächen sind topologisch korrekt, beinhalten also keine Überlagerungen, und sind im Rahmen der Direktzahlungsverordnung in der Verantwortung der Bundesländer zu unterhalten (Abb. 8). Sie liefern als landwirtschaftlicher Fachdatenbestand in räumlicher, zeitlicher und thematischer Hinsicht eine genaue Beschreibung landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsflächen, da nur die tatsächlich bewirtschaftete Fläche abgegrenzt wird (Enzian u. Golla 2006). Die Festlegung obliegt den Bundesländern (BMJV 2014). Die Referenzfläche besitzt einen eindeutigen Flächenidentifikator und ist u.a. mit einem Hauptnutzungstyp (Ackerland, Grünland, Sonderkultur etc.) attribuiert. Über diesen Identifikator können die jeweiligen schlagbezogenen Nutzungen der Referenzfläche zugeordnet werden. Da jedoch diese Datenbestände in der Mehrzahl der Bundesländer Nutzungsbeschränkungen

unterliegen, konnte diese Datenquelle nur indirekt für die Ermittlung der expositionsrelevanten Faktoren (z.B. Gewässerrandstreifen) verwendet werden.

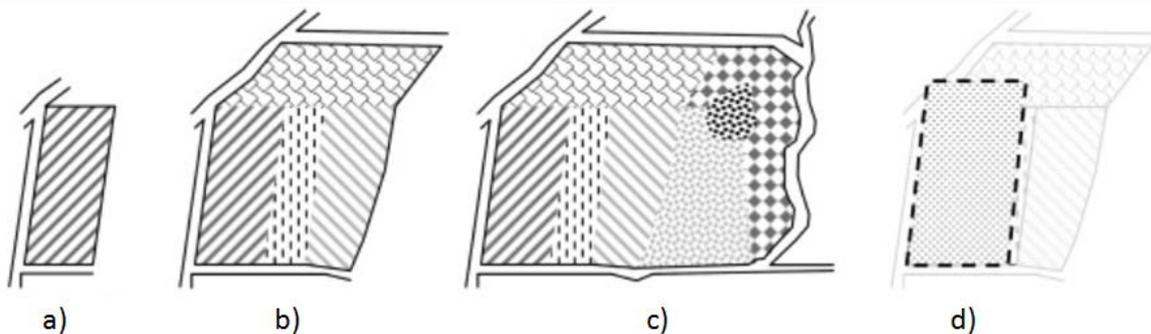


Abb. 8 Mögliche Referenzflächen im Flächeninformationssystem des InVeKoS-Verfahrens mit Arten der Nutzung: a) Schlag, b) Feldstück, c) Feldblock, d) Flurstück (nach Inan et al. 2010)

Neben dem ATKIS Basis-DLM und den Daten des InVeKoS liefert auch das Digitale Landbedeckungsmodell für Deutschland LBM-DE (BKG 2012) einen in räumlicher, zeitlicher und thematischer Hinsicht homogenen topographischen Datenbestand zur Landnutzung und Bodenbedeckung im Maßstabsbereich 1 : 50 000. Die Mindestkartierfläche, ab der Objekte zu modellieren sind, beträgt ein Hektar. Das LBM-DE ist geometrisch aus Flächengeometrien des ATKIS Basis-DLM abgeleitet und enthält Informationen zur Landbedeckung und Landnutzung im Sinne der europäischen Nomenklatur von CORINE Land Cover (EEA 2007). Aufgrund der verwendeten multispektralen und multitemporalen Klassifikationsmethode kann das LBM-DE eine bessere thematische Klassifizierung insbesondere zwischen den Klassen Grünland und Ackerland als das Basis-DLM (s.u.) erreichen (Hovenbitzer 2015).

Das ATKIS Basis-DLM ermöglicht die Identifikation von Zielflächen als zusammenhängende landwirtschaftliche Flächenstücke, die in der räumlichen Dimension mit Feldblöcken vergleichbar sind (Enzian u. Golla 2006), jedoch geometrisch und thematisch weniger detailliert als Schlag-Skizzen sind. Ein zusammenhängendes landwirtschaftliches Flächenstück entspricht in Agrarlandschaften mit großer Schlagstruktur in der Regel einem Feldblock, welcher wiederum Schläge bzw. landwirtschaftliche Parzellen beinhalten kann. In kleinstrukturierten Agrargebieten kann dieses zusammenhängende Flächenstück, wenn es nicht durch andere ATKIS-Objekte begrenzt ist, eine Vielzahl von Schlägen umfassen (ebd.). Aufgrund der Modellierungsvorschrift des ATKIS Basis-DLM (Adv 2015) kann das zusammenhängende landwirtschaftliche Flächenstück auch nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen enthalten (z.B. Gehölz-, Wegflächen, Ödland oder Hecken). Liegt die Flächengröße dieser Objekte unter der Erfassungsgrenze (z.B. Gehölzflächen oder Ödland) oder werden diese aufgrund der Modellierungsvorschrift des Basis-DLM als linienförmige Objekte dargestellt (z.B. bei Straßen und Wegen), nehmen die benachbarten Flächen beispielsweise Teile der Weg- oder Straßenfläche ein.

Die Ableitung von Kulturen und Schlaggrenzen aus Fernerkundungsdaten ist prinzipiell möglich (vgl. z.B. Rydberg u. Borgefors 2001, Lucas et al. 2007), war aber nicht Gegenstand dieser Arbeit. Auch ermöglicht der CORINE LandCover Datensatz (Keil et al. 2010) die Ableitung von Zielflächen aus den Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen (vgl. Bach et al. 2001, Röpke et al. 2004). Dieser Datensatz wurde jedoch aufgrund der geringeren räumlichen Auflösung (Erhebungsmaßstab 1:100 000) im Vergleich zum ATKIS Basis-DLM und dem LBM-DE sowie der dadurch bedingten Mindestkartierfläche von 5 ha für diese Arbeit nicht weiter untersucht.

Auch bieten Daten der Biotopkartierungen der Bundesländer Informationen zu Zielflächen (Golla et al. 2002). Die Datenlage ist bezüglich der zugrunde gelegten Qualitätskriterien äußerst heterogen. Problematisch für ein bundeseinheitliches Methodenverfahren sind die länderspezifischen Erhebungsmethoden, die Auswahl und Beschränkungen des Erhebungsumfangs sowie die qualitativen

und quantitativen Erfassungsuntergrenzen, die auch forschungsrelevante Inhalte, wie Kleinstrukturen betreffen. Vor dem Hintergrund der Datenlage wird die Verwendung für bundeseinheitliche Verfahren kritisch beurteilt (Golla et al. 2002, Schuhmacher u. Meinel 2009).

Tab. 4 Definition, Verfügbarkeit und Erfassungskriterium von expositionsrelevanten ATKIS-Objektarten (AdV 2008)

Objektart u. Definition	Attributwert	Erfassungsuntergrenze, z.T. länderspezifisch
Ackerland Fläche für den Anbau von Feldfrüchten (z.B. Getreide, Hülsenfrüchte, Hackfrüchte) und Beerenfrüchten (z.B. Erdbeeren).	Büsche, Sträucher Streuobst	Fläche >= 1ha Fläche >= 1ha Fläche >= 1ha
Sonderkulturen Fläche zum Anbau bestimmter Pflanzen (z.B. Hopfen, Wein).	Hopfenfeld Weingarten Obstbaumpflanzung	Fläche >= 1ha Fläche >= 1ha Fläche >= 1ha Fläche >= 1ha
Strom, Fluß, Bach Natürlicher Wasserlauf.	ständig wasserführend nicht ständig wasserführend	abhängig vom Attribut vollzählig länderspezifisch: - nach Topographischer Karte vollzählig - ab Länge >= 500 m vollzählig,
Graben, Kanal Natürliche oder künstliche längliche Bodenvertiefung für Be- und Entwässerung sowie Zu- und Ableitungen.	ständig wasserführend nicht ständig wasserführend * trocken, versiegt	abhängig vom Attribut vollzählig länderspezifisch: variiert von vollzählig, nach Topographischer Karte vollzählig, ab Länge >= 500 m 'trocken, versiegt' entlang von Verkehrswegen weglassen, sonst ab einer Länge >= 500 m Fläche >= 0,1 ha
Binnensee, Stausee, Teich Mit Wasser gefüllte, allseitig umschlossene Hohlform der Landoberfläche ohne unmittelbaren Zusammenhang mit 'Meer'.		
Hecke, Knick (Wallhecke) 1) In einer Reihe dicht beieinander stehende, meist wildwachsende Büsche oder Sträucher. 2) Als Begrenzung oder Umzäunung angepflanzte, dichte, in sich geschlossene, ineinander verwachsene und meist in eine bestimmte Form geschnittene Reihe von Büschen oder Sträuchern.		vollzählig ab einer Länge >= 200 m, wenn sie landschaftsprägend ist.

(*) Bundesländer bestimmen über die Erfassung des Attributes

3 METHODE UND IMPLEMENTIERUNG

3.1 Prozessablauf eines Hot-Spot Managements diffuser Pflanzenschutzmitteleinträge in Nichtzielflächen

Im Folgenden werden das Konzept, die Methoden und deren Implementierung beschrieben, welche für die räumliche Analyse von Hot-Spots durch diffuse PSM-Einträge entwickelt und angewendet wurden. Neu an dem entwickelten Verfahren ist, dass Nichtzielflächen und Zielflächen in räumlicher und zeitlicher Beziehung zueinander analysierbar werden. Dadurch konnte die Hypothese einer Mehrfachexposition von Nichtzielflächen aus unterschiedlichen Zielflächen untersucht werden.



Abb. 9 Vier Phasen eines Hot-Spot Management Prozesses (verändert nach Barthel et al. 2014)

Dem Verfahren liegt das Konzept von Barthel et al. (2014) zugrunde (vgl. Kap. 2.2). Es gliedert sich in vier Phasen (Abb. 9). Diese wurden aus dem Kontext der Lebenszyklusanalyse von Produkten in die räumlich explizite Umweltrisikolanalyse diffuser PSM-Einträge übertragen. Die nachfolgenden Schritte zeigen das Ergebnis der Konkretisierung. Die definierten Aktionen wurden im Rahmen der Arbeit durchgeführt.

Schritt (1) - Aktionen im Rahmen der Zieldefinition

- Festlegung des räumlichen (administrative, naturräumliche Einheit etc.) und des zeitlichen Bezugs (Vegetationsperiode, Fruchtfolge, spezielle Zeiträume bspw. von Insektizidbehandlungen).
- Festlegung der Skalen der Berechnungen (Abschnittslänge eines Gewässers oder einer Saumstruktur, als kleinste Einheit, für die eine Expositions- und Risikoberechnung durchgeführt wird). Aggregation der Ergebnisse auf für das Management geeignete Skalen (Gemeinde, Teileinzugsgebiet etc.).
- Festlegung der Kulturen bzw. Kulturtypen (Feldkulturen, Raumkulturen, Gartenbau) für die das Verfahren angewendet wird. Dies ist zum einen erforderlich, da sich die Kulturtypen durch unterschiedliche Abdriftwerte unterscheiden. Darüber hinaus hat diese Definition Einfluss auf die Datenrecherche (z.B. Lage der Anwendungsflächen, praxisrelevanten Anwendungsdaten).
- Festlegung der zu betrachtenden Expositionspfade. Diese Festlegung beeinflusst die Wahl des Expositions- und Risikomodells und die Datenrecherche.
- Festlegung der Typen von Nichtzielflächen (Gewässer, Hecken, Säume etc.), die Gegenstand der Hot-Spot Analyse sind, einschließlich der Indikatororganismen, für die das Risiko der Schädigung durch PSM-Exposition berechnet wird.
- Festlegung der zu betrachtenden Wirkstoffgruppen (Herbizide, Insektizide, Fungizide etc.).
- Identifizierung von relevanten Faktoren und Prozessen, um ein realistisches Bild der Exposition und des Risikos zu ermitteln.
- Recherche von Datenquellen entsprechend den Anforderungen zur Abbildung expositionsrelevanter Faktoren und Prozesse, Identifizierung von Datenlücken, ggf. Durchführung von Datenenerhebungen. Für eine räumliche Vergleichbarkeit der Ergebnisse und Übertragbarkeit der Methoden ist die Datenverfügbarkeit für den festgelegten Bezugsraum zu berücksichtigen.

- Festlegung der Methoden, Werkzeuge (Software) und Modelle des Datenmanagements, der Datenanalyse einschließlich der Expositions- und Risikoabschätzung sowie der Ergebnisdarstellung entsprechend den Anforderungen hinsichtlich abzubildender Faktoren, Prozesse und verfügbarer Datenquellen. Gleiches gilt für die Berechnung und Darstellung der Häufigkeiten von Expositionskonzentrationen und des Risikos.
- Festlegung der Qualitätsanforderungen, Grenzen der Untersuchung und Anforderungen an die Validierung.

Schritt (2) – Aktionen im Rahmen der Hot-Spot-Analyse (Landschaftsanalyse)

- Datenakquise und Zusammenstellung geeigneter Datenquellen entsprechend der Festlegungen aus Schritt 1) und ggf. Erhebung zusätzlicher Daten einschließlich der Dokumentation der Datenqualität.
- Aufbereitung und Validierung der Daten, anschließend Integration und Prozessierung entsprechend den festgelegten Methoden. Für die Expositions- und Risikoabschätzung werden ebenfalls unter Berücksichtigung der Festlegungen aus Schritt 1 die Methoden und Modelle angewandt.
- Durchführung der Expositionsabschätzung.

Schritt (3) – Aktionen im Rahmen der Hot-Spot-Identifizierung (Landschaftsdiagnose)

- Definition der Grenzwerte und Kriterien für die Charakterisierung eines Hot-Spots und ggf. für den Übergangsbereich. Beispielsweise kann auf Grundlage eines Perzentils der Häufigkeitsverteilungen von Expositionskonzentrationen oder Risikoindizes diese Definition getroffen werden.
- Bewertung des Risikos durch Übertragung der Festlegungen auf die Daten.

Schritt (4) – Aktionen im Rahmen des Hot-Spot-Managements (Landschaftsmanagement)

- Definition geeigneter Minderungs- bzw. Vermeidungsmaßnahmen für die identifizierten Hot-Spots. Dies ermöglicht die Effektivität von Risikominderungsmaßnahmen vor der Implementierung modellbasiert abzuschätzen.
- Anschließend sind Zeitpläne für deren Durchführung (ggf. Pilotgebiete) festzulegen. Die Auswahl und Anwendung von Minderungsmaßnahmen ist nicht Bestandteil dieser Arbeit.

3.2 Datenquellen

Die verwendeten Datenquellen werden in Tab. 5 dargestellt. Einige der dort genannten Parameter konnten direkt aus den Daten abgeleitet werden, andere wurden durch GIS-Analyse gewonnen. Fehlende Informationen wurden stichprobenhaft für die Erzeugung von Verteilungen und zum Zweck der Validierung durch Feldaufnahmen oder durch Luftbilddauswertungen erhoben. Der Zweck sowie die Methode der Datenaufbereitung, -analyse und die Ableitung der Parameter werden in den dort genannten Kapiteln beschrieben.

Tab. 6 gibt Expositions- und risikorelevanten Parametern nach Stand der Literatur (Hart 2001, FOCUS 2005b, a, Schulz et al. 2009, Kubiak et al. 2014, Schad u. Schulz 2011) wieder. Die dort genannten Parameter wurden in dem Verfahren direkt oder indirekt berücksichtigt. Die Methoden der Berücksichtigung sind in den angegebenen Kapiteln beschrieben. Parameter, die in dieser Arbeit nicht berücksichtigt wurden, sind in Tab. 7 dargestellt.

Tab. 5 Datengrundlagen für eine landschaftsbezogene Expositions- und Risikoabschätzung mit nationalem Bearbeitungsumfang

Datensatz	Zweck	Quelle
PSM-Anwendungsdaten	Daten zur PSM Behandlung (Mittel, Datum, Aufwandmenge etc.)	Freier et al. (2012; 2015)
BVL Datenbank zugelassener Pflanzenschutzmittel	Anwendungsbestimmungen, Wirkstoffzusammensetzung	BVL (2016a)
Pesticide Property Database (PPDB)	Daten zur Toxizität der PSM-Wirkstoffe	Lewis et al. (2016)
Statistik der angebauten Kulturen auf Kreisebene (2010)	Daten zu angebauten Kulturen nach Bodennutzungshaupterhebung des Erhebungsjahres 2010	Destatis (2010)
ATKIS Basis-DLM	Eigene Auswertungen (GIS Analysen) zu Ziel- und Nichtzielflächen, Refugien	BKG (2016a)
Verwaltungsgrenzen (VG 25)	Verteilung der Kulturen auf Landkreisebene	BKG (2016b)
LBM-DE	Eigene Auswertungen (GIS Analysen) zur Verifizierung der Zielflächen	BKG (2012)
DGM25	Eigene Auswertungen (GIS Analysen) zur Ableitung von Refugien	BKG (2010)
Daten der High-Natur-Value Farmland (HNV) Kartierung	Eigene Auswertungen (GIS Analysen) zur Breite von Hecken	BfN (2009)
Landwirtschaftliche Referenzflächen des InVeKoS (anonymisiert)	Eigene Auswertungen (GIS Analysen) zur Ableitung der Zielflächen-Nichtzielflächenentfernung sowie zu Randstreifen an Gewässern	Bundesländer (ohne Bayern)
Flusseinzugsgebiete DLM1000-w	Aggregation der Ergebnisse	UBA (2010)
Regelmäßiges Hexagon-Gitter (1 km ²)	Aggregation der Ergebnisse (aquatischer und terrestrischer Refugienindex)	Eigene Erstellung nach Mehta (2012)
Boden-Klima-Räume	Aggregation der Ergebnisse	Rossberg et al. (2007)
Naturräumliche Gliederung	Aggregation der Ergebnisse	BfN (2006)
Dimension und räumliche Nachbarschaften von Nichtzielflächen und Refugien	Eigene Auswertungen (GIS Analysen) zu Nichtzielflächen und Refugien	Eigene Feldaufnahmen/ Eigene GIS Analysen
Windrichtung	Zuordnung einer stündlichen Windrichtung zur Zielfläche	DWD (2015)
Abdriftmesswerte	Modellierung der Abdrift	Rautmann et al. (2001)

Tab. 6 Berücksichtigte Expositions- und risikorelevante Parameter

Expositions- und risikorelevante Parameter für den Expositionspfad Abdrift	Referenzkapitel	Quelle
Agronomische Aspekte	3.5.2, 3.7	
Eingesetztes PSM		Freier et al. (2013)
Tag der Behandlung		Freier et al. (2013)
Uhrzeit des Behandlung		Eigene Auswertung
Teilschlagbehandlung		Freier et al. (2013)
Höhe/Dichte der Kultur		Rautmann et al. (2001)
Schlaggröße		BGK (2014)
Anbaumuster		Eigene Auswertung nach Destatis (2010)

Fortsetzung Tab. 6

Expositions- und risikorelevante Parameter für den Expositionspfad Abdrift	Referenzkapitel	Quelle
Marktdurchdringung des eingesetzten Mittels im Untersuchungsraum		Freier et al. (2013)
Toxizitätsdaten zu Organismen		Lewis et al. (2016)
Chemische Aspekte	3.5.2, 3.6, 3.7	
Physikalisch chemische Stoffeigenschaften		Lewis et al. (2016)
Abbaumechanismen im Boden, Wasser, Sediment Tankmischungen		Lewis et al. (2016) Freier et al. (2013)
Anwendungsbedingungen		Eigene Auswertung
Applikationsrate		Freier et al. (2013)
Abstandsauflage nach Anwendungsbestimmung		Eigene Auswertung
Ausrichtung der Reihen		Rautmann et al. (2001); (BBA 1992a)
Variation in der Komplexität der Anwendungsfläche (variierende Entfernung zwischen Ziel- und Nichtzielfläche)		Eigene Auswertung
Anteil an der betrachteten Kultur (Anwendungsfläche)		Eigene Auswertung
Biologische Aspekte	3.6, 3.8	
Unbeeinflusste Quellen für Wiederbesiedlung/ Refugien		Eigene Auswertung
Höhe und Dauer der Exposition im Nichtzielbereich		Eigene Auswertung
Zeitlich variable und / oder komplexe Expositionsmuster in Folge von Anwendungen auf verschiedenen Zielflächen		Eigene Auswertung
Vorhandensein alternativer und / oder additiver Stressoren / Exposition aus unterschiedlichen Flächen		Eigene Auswertung
Relative Lage der Anwendungsfläche zum Gewässer		Eigene Auswertung
Vorhandensein abdriftmindernder Vegetation (Interzeptions-/Depositionskapazität)		Eigene Auswertung
Art der abdriftmindernden Vegetation (Interzeptions-/Depositionskapazität)		Eigene Auswertung
Terrestrische Nichtzielflächen	3.5.4, 3.6	
Breite des Saumstreifens		Eigene Auswertung
Höhe der Saumvegetation im Jahresverlauf		Eigene Auswertung
Hydrologische und gewässermorphologische Aspekte	3.6	
Querprofil, Breiten/Tiefen-Verhältnis		Eigene Auswertung
Böschungsbreite/-profil		Eigene Auswertung
Gewässertyp (natürlich, künstlich)		BGK (2014)
Volumen des Wasserkörpers (stehende Gewässer)		Eigene Auswertung
Gewässerabschnittslänge		Eigene Auswertung
Breite des natürlichen Gewässerrandstreifens		Eigene Auswertung
Breite des Gewässers (Wasserfläche)		Eigene Auswertung
Landschafts-bezogene Parameter und Prozesse	3.6	
Lage und Entfernung zwischen Nichtzielfläche und Zielfläche		Eigene Auswertung
Größe der Bezugseinheiten		Eigene Auswertung
Lage der Landnutzungs-/Bodenbedeckungsklassen		Eigene Auswertung
Anteil der betrachteten Kultur, die nicht das Gewässer exponiert		Eigene Auswertung

Fortsetzung Tab. 6

Expositions- und risikorelevante Parameter für den Expositionspfad Abdrift	Referenzkapitel	Quelle
Abdrift	3.7	
Depositionsrates		Eigene Auswertung
Anwendungstechnik (Feldbau/Raumkulturen)		Eigene Auswertung
Düsenteknik		Eigene Auswertung
Fahrgeschwindigkeit		Rautmann et al. (2001)
Windgeschwindigkeit zum Applikationszeitpunkt		Rautmann et al. (2001)
Relative Windrichtung zum Anwendungszeitpunkt		Eigene Auswertung
Abdriftverhalten durch Höhe/Dichte der Kultur		Rautmann et al. (2001)
Expositionsmodell	3.8, 3.9	
Unsicherheit des Modells		Eigene Auswertung
Regionale Variabilität der Eingangsparameter		Eigene Auswertung
Messfehler in den Eingangsdaten		Eigene Auswertung
Verbindung von PEC mit verfügbaren Monitoringdaten		Eigene Auswertung
Risikominderungsmaßnahmen		Eigene Auswertung
Bewertung ökotoxikologischer Effekte		Eigene Auswertung
Höhe der PEC		Eigene Auswertung
Länge der Belastungsstrecke		Eigene Auswertung
Perzentil der PEC-Verteilung		Eigene Auswertung

Tab. 7 Nicht berücksichtigte Expositions- und risikorelevante Parameter

Expositions- und risikorelevanten Parametern für den Expositionspfad Abdrift	
Chemische Aspekte	Hydrologische und gewässermorphologische Aspekte
Abbaumechanismen (Volatisation, Adsorption)	Veränderung des Abflusses während Niederschlag/ Run-off Ereignissen)
Biologische Aspekte	Abfluss / Austausch des Wasserkörpers
Zeitliches Aufeinandertreffen von Exposition und sensiblen Entwicklungsstadien	Schichtung des Wasserkörpers Konnektivität des Gewässernetzes
Artenabundanz innerhalb und zwischen der Anbausaison	Vorbelastung aus dem Oberlauf Vorhandensein, Deckungsgrad, Struktur submerser Vegetation
Relativer Einfluss direkter/indirekter Effekte	
Reaktion der Organismen auf zeitlich variable Exposition	Vorhandensein, Deckungsgrad, Struktur emerser Vegetation
Pflanzenoberfläche	Vorhanden künstlicher Feuchtgebiete zum Rückhalt diffuser PSM-Einträge
Abdrift	Expositionsmodell
Windgeschwindigkeiten zum Applikationszeitpunkt	Wahrscheinlichkeit des Zusammentreffens von Abdrift mit anderen Eintragsereignissen (run-off, Drainage)

3.3 Analysesoftware

Für die Aufbereitung der Geodaten und die Geodatenanalysen wurden hybride Geographische Informationssysteme und räumliche Datenbanken eingesetzt (ESRI ArcGIS 10.x, ArcInfo Workstation 10.x, Safe Software FME, Oracle 12x mit räumlicher Erweiterung). Je nach Fragestellung wurden in den Prozeduren sowohl Vektor- als auch Rasterverfahren zur Datenanalyse verwendet. Als Skriptsprachen kamen Arc Macro Language (AML), Python und SQL zum Einsatz. Die Unterstützung

der Luftbildauswertung wurde in ArcView 3.x realisiert. Das einheitlich für Deutschland verwendete Lagebezugssystem ist Gauß-Krüger im 3. Meridianstreifen mit folgenden Parametern:

- Kartenprojektion: Gauß-Krüger im 3. Meridianstreifen (Mittelmeridian 9°)
- Ellipsoid: Bessel (1841)
- Geodätisches Datum: Potsdam Datum (Zentralpunkt Rauenberg)
- Höhenbezugssystem: DHHN westliche, SNN 76 östliche Bundesländer

Die Datenanalysen zur Erstellung der Expositionsverteilungen sowie die Monte-Carlo-Simulationen im Rahmen der Abdriftmodellierung wurden durch Prozeduren mit der Statistiksoftware SAS 9.1 realisiert. Beschreibende Statistiken wurden mit JMP 11 vorgenommen. Die eingesetzten Methoden und Funktionen lassen sich ebenso mit anderen als den genannten Softwareprodukten realisieren. Zu den geometrisch-topologischen Methoden sowie der Software-spezifischen Syntax wird an gegebener Stelle auf Handbücher und Literatur verwiesen. Wichtige Auszüge aus den Programmcodes finden sich im Anhang.

Die Zufallsverteilungen sowie die Expositions- und Risikoindexberechnung wurde als Oracle SQL Anweisungen implementiert. Die deskriptiven und analytischen Statistiken wurden mit der Software SAS 9.1, SAS Institute, vorgenommen. Die Mittelwertbildung der gewässermorphologischen Parameter und der Abdriftwerte sowie die Zusammenführung nach Klassifikationsvariablen (z.B. Obstbauregion, Aufnahmezeitpunkt, Abdriftversuch) erfolgte mit der Prozedur „PROC MEANS“. Statistische Unterschiede zwischen den Regionen bzw. den Aufnahmezeitpunkten hinsichtlich der Saumbreite, Gewässerbreite und -tiefe, des Breiten-Tiefen-Verhältnisses sowie der Böschungsbreite wurden mit Hilfe der einfaktoriellen Varianzanalyse und dem Tukey-Test zum Signifikanzniveau $\alpha = 0.05$ mit der SAS Prozedur „GLM“ getestet. Für den Test auf Varianzhomogenität wurde der Brown-Forsythe-Test verwendet. Varianzhomogenitäten konnten nicht festgestellt werden. Korrelationsanalysen für normale Verteilungen wurden nach Pearson, nicht normale Verteilungen mit dem Spearman'schen Rangkorrelationskoeffizienten durchgeführt.

3.4 Landschaftsanalyse

Es wurden drei unterschiedliche Verfahren der Landschaftsanalyse angewendet, um notwendige Daten für das zu entwickelnde Verfahren abzuleiten und Daten für Evaluierungszwecke zu erhalten.

- Geländeerhebungen
- Luftbildauswertung
- Geodatenanalyse

Luftbildmessungen zu Saumbreiten wurden stichprobenhaft in ganz Deutschland und in einem größeren Umfang im Naturraum Vorderpfälzer Tiefland vorgenommen. Parallel zur Luftbildinterpretation wurden in vier Regionen an insgesamt 267 Geländepunkten mit gleicher Zielsetzung detaillierte Geländeaufnahmen mit Vegetationserhebungen durchgeführt (Tab. 8 u. Abb. 10). Es wurden Strukturaufnahmen und Breitenmessungen sowie auf Basis der Ergebnisse der Vegetationserhebungen eine grobe Einschätzung zur floristischen Beschaffenheit der verschiedenen Saumbiotypen vorgenommen. Die Einschätzung erfolgte anhand der Artenzusammensetzung, Stickstoffzahl der Pflanzenarten, Deckungsgrade der Pflanzenarten sowie nur bedingt nach der Artenzahl. Es wurden für jeden Saumbiotyp, getrennt nach Naturräumen, Bewertungspunkte vergeben. Die Methode und Ergebnisse der floristischen Erhebungen waren nicht Gegenstand dieser Arbeit (vgl. hierzu Jüttersonke u. Arlt 2006).

Für eine genauere Beschreibung speziell der Morphologie von Gewässern in unmittelbarer Nachbarschaft zu Zielflächen wurden an 176 Standorten in fünf Untersuchungsgebieten Feldaufnahmen durchgeführt (Tab. 8 u. Abb. 10).

Tab. 8 Untersuchungsgebiete der Felddaten zur Morphologie von Kleingewässern

Nr.	Region	Zeitpunkt	Zielsetzung
R1	Baden-Württemberg (Bodensee)/Oberschwaben)	Mai u. Sep. 2007	Geländeaufnahmen zu Gewässerstrukturparametern
R2	Rheinland-Pfalz (Vorderpfälzer Tiefland)	September 2004	Luftbildinterpretation und Geländeaufnahmen zu Saumstrukturparametern
R3	Nordrhein-Westfalen (Münsterland)	September 2004	Geländeaufnahmen zu Saumstrukturparametern
R4	Sachsen	Mai 2007	Geländeaufnahmen zu Gewässerstrukturparametern
R5	Thüringen/Sachsen-Anhalt	Mai 2007	Geländeaufnahmen zu Gewässerstrukturparametern
R6	Brandenburg (Uckermark)	September 2004	Geländeaufnahmen zu Saum- und Gewässerstrukturparametern
R7	Mecklenburg-Vorpommern	Mai 2007	Geländeaufnahmen zu Gewässerstrukturparametern
R8	Brandenburg (Märkisch-Oderland)	April 2007	Geländeaufnahmen zu Gewässerstrukturparametern
R9	Brandenburg (Prignitz)	April 2007	Geländeaufnahmen zu Gewässerstrukturparametern

Speziell für die Ableitung von Breiteninformationen zu Hecken wurden GIS-Analysen auf der Grundlage von Daten der terrestrischen HNV-Kartierung (High-Nature-Value Farmland, BfN 2010) durchgeführt (Kap. 3.5.6.1, Abb. 10).

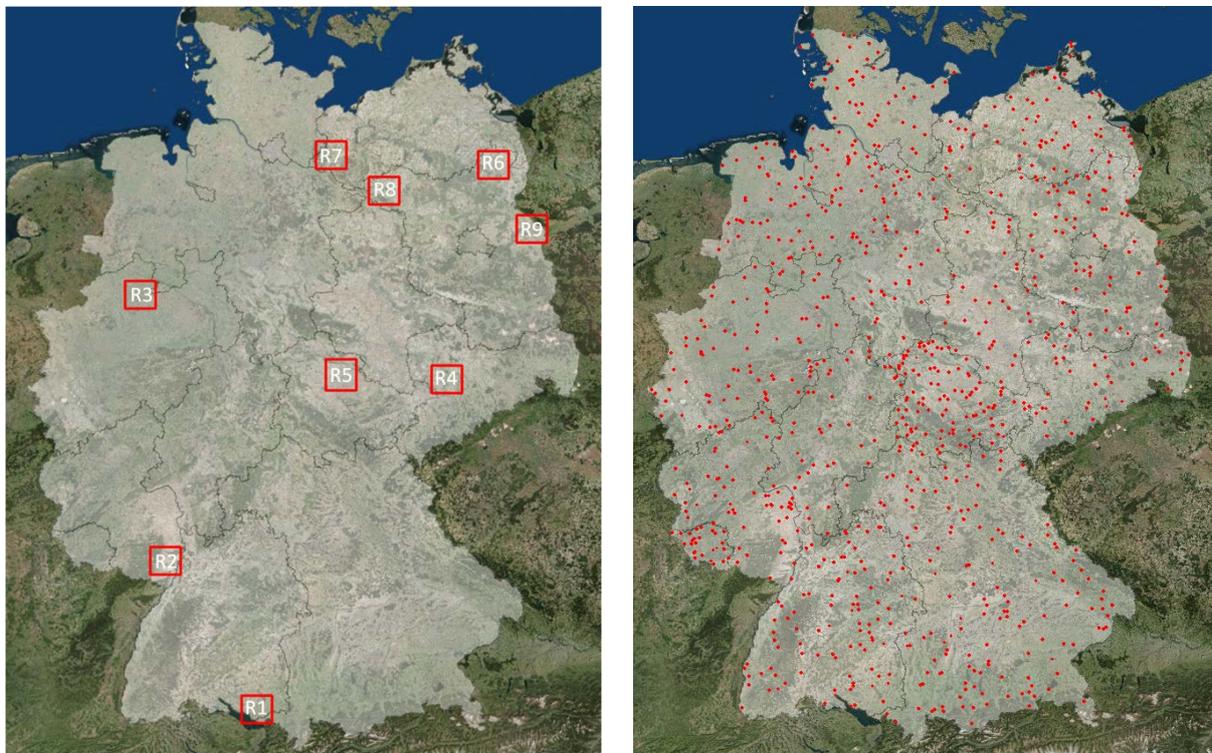


Abb. 10 Lage der Untersuchungsgebiete für Felddaten (links) und Geodaten-basierter Ableitung der Breite von Hecken auf Grundlage der High-Nature-Value Farmland (HNV)-Kartierungsdaten (rechts), (eigene Darstellung)

3.4.1 Luftbildauswertung zur Struktur terrestrischer Nichtzielflächen

Die deutschlandweiten Stichproben dienen der Überprüfung des Verfahrens zur Ableitung der Breite von Gewässerrandstreifen aus Geodaten (Kap. 3.6.2). Die Auswertungen für den Naturraum Vorderpfälzer Tiefland dienen der Interpretation und Breitenmessung von verschiedenen Saumstrukturen an Zielflächen aus digitalen Ortho-Luftbildern (DOP) zur Validierung von in der Literatur beschriebenen mittleren Breiten linienförmiger Nichtzielflächen sowie der Generierung von Breitenverteilungen. Für die Auswertung wurde eine Interpretationsmethode festgelegt, die Art der Erfassung, den Erfassungsmaßstab, die Erhebungseinheit und die Erhebungsklassen vorgab.

Die Auswertung der Luftbilder im Naturraum Vorderpfälzer Tiefland erfolgte am Bildschirm eines GIS-Arbeitsplatzes. Für die Interpretation wurde im Rahmen dieser Arbeit ein auf ArcView 3.2 basierendes Auswertungstool mit Eingabemaske entwickelt (Abb. 11). Dieses Werkzeug ermöglicht eine weitgehende Standardisierung der Vorgehensweise bei der Luftbildauswertung. Die auszuwertenden Gewässer- bzw. Weg- oder Straßenabschnitte werden vor dem Hintergrund der DOP dem Interpreten am Bildschirm angezeigt.

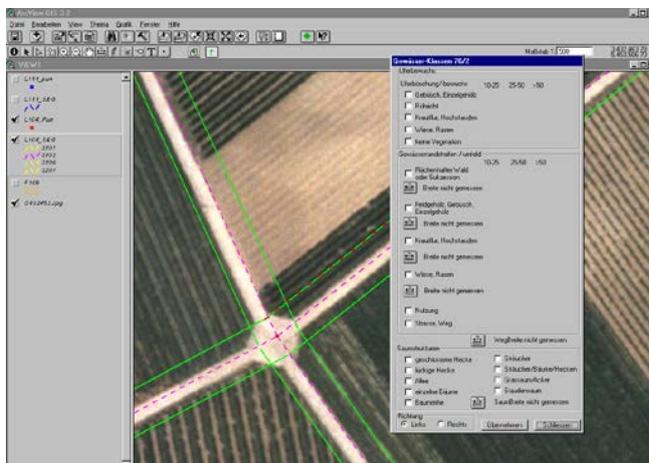


Abb. 11 Auswertung von Saumstrukturen am Bildschirm mit Hilfe von Eingabemasken (eigene Darstellung)

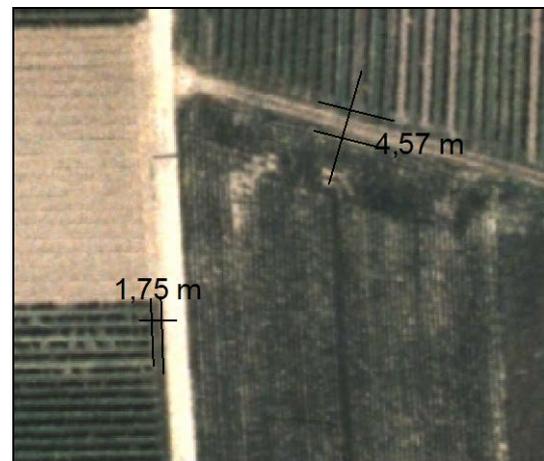


Abb. 12 Saumstrukturen im Maßstab 1 : 500 an befestigtem Feldweg zu Wein (inks unten) und unbefestigtem Feldweg zwischen Acker und Wein (rechts oben, eigene Darstellung).

Der sinnvolle Erfassungsmaßstab für die Luftbildauswertung variiert grundsätzlich in Abhängigkeit von der Bodenauflösung des Luftbildmaterials. Digitale Luftbilddaten mit einer Bodenauflösung von 25 cm x 25 cm lassen einen Erfassungsmaßstab größer 1 : 1 000 zu. Für die Gewährleistung vergleichbarer Messergebnisse wurde den Interpreten ein Erfassungsmaßstab im Bereich 1 : 500 bis 1 : 1 000 vorgegeben. Die Erhebung der Saumbiotope an Gewässern, wie auch sonstiger Saumbiotope, erfolgte in Abschnitten (= Erhebungseinheiten). Eine Erhebungseinheit für Saumbiotope an Gewässern umfasst eine Länge von 100 m. Sonstige Saumbiotope wurden in 300 m Abschnitten erhoben. Dem Interpreten wurde die Abschnittsgliederung durch die Erhebungssoftware vorgegeben.

Bei der Interpretation wurde zwischen Saumbiotopen an Gewässern in direkter Agrarflächennachbarschaft und sonstigen Saumbiotopen in direkter Agrarflächennachbarschaft unterschieden. Die Kategorien und Vegetationstypen der Saumbiotope an Gewässern orientierten sich an der Gewässerstrukturgütekartierung (HMULF 1998). Es wurden Uferbewuchs und Gewässerumfeld unterschieden. Innerhalb der Kategorien musste der Interpret zwischen verschiedenen Strukturtypen unterscheiden (Tab. 9). Innerhalb der Kategorien erfolgte eine Differenzierung nach prozentualen Anteilen an der Länge der Erhebungseinheit. Damit war es möglich, mehr als einen Vegetationstyp dem Gewässerabschnitt zuzuordnen.

Tab. 9 Kategorien und Vegetationstypen der Saumbiotope an Gewässern

Uferbewuchs	Gewässerumfeld/ Gewässerrandstreifen
Gebüsch, Einzelgehölz	Flächenhafter Wald oder Sukzession
Röhricht	Feldgehölz, Gebüsch, Einzelgehölz
Krautflur, Hochstauden	Krautflur, Hochstauden
Wiese, Rasen	Wiese, Rasen
keine Vegetation	Nutzung Straße, Weg

Der Interpret legte fest, ob der gewählte Vegetationstyp 10 % - 25 %, 25 % - 50 % oder >50 % der Länge eines Abschnitts einnimmt. Da die Breite des Uferbewuchses, wie Testauswertungen gezeigt haben, überwiegend aus dem Luftbild nicht zu erkennen ist, nahm der Interpret nur für Vegetationstypen der Kategorie Gewässerumfeld/ Gewässerrandstreifen eine Messung der Breite vor.

In der Kategorie „sonstiger Saumbiotope in direkter Agrarflächennachbarschaft“ unterschied der Interpret zwischen den in Tab. 10 genannten Vegetationstypen. Es wurde der vorherrschende Vegetationstyp dem interpretierten Abschnitt zugeordnet. Für jeden Abschnitt nahm der Interpret eine Breitenmessung vor.

Tab. 10 Kategorie „sonstiger Saumbiotope in direkter Agrarflächennachbarschaft“

Hecken/Baumreihen	Gewässerumfeld/ Gewässerrandstreifen
Baumreihe	Sträucher
geschlossene Hecke	Grassaum
lückige Hecke	Staudensaum
Allee	
einzelne Bäume	

Für die Überprüfung des Verfahrens zur Ableitung von Randstreifen an Gewässern aus Geodaten (vgl. Kap. 3.6.2) wurden ebenfalls stichprobenhaft Luftbilddauswertungen durchgeführt. Es wurden deutschlandweit (mit Ausnahme Bayerns) 1558 Messungen am Bildschirm mit ArcGIS vorgenommen. Es wurden zunächst Gewässerabschnitte ausgewählt, die eine pflanzenschutzrelevanter Nutzung im Bereich von bis zu 10 m vom der Böschungsoberkante auf aufwiesen (vgl. hierzu Kap. 3.6.2). Für die Messung lag es in der Verantwortung der Interpreten ein Messstellen zu definieren, die eine möglichst sichere Identifizierung der Böschungsoberkante erlaubte. Von dort wurde die Messung zur Feldkante mit dem ArcGIS Standardwerkzeug vorgenommen.

Ebenfalls auf Grundlage von Luftbildmessungen wurden die Ableitungen der Nachbarschaftsarten aus dem ATKIS-Basis-DLM überprüft. Schwerpunkt war hier die Kontrolle komplexer Nachbarschaftstypen hinsichtlich der Plausibilität, diese als zusammengehörige Nachbarschaften zu bezeichnen. Hierfür wurden 2 537 Segmente zufällig verteilt über Deutschland untersucht.

3.4.2 Feldaufnahmen zu Struktur terrestrischer Nichtzielflächen

Die terrestrische Erhebung der Saumstrukturen in den Pilotgebieten diente, wie die Interpretation und Messung von Saumstrukturen aus DOP, der Validierung der angenommenen durchschnittlichen Breiten linienförmiger Kleinstrukturen (Gutsche u. Enzian 2002). Die für die Feldaufnahmen entwickelte Methode wurde im Verlauf von vier Geländemissionen optimiert und den Erfordernissen einer praktikablen Durchführung innerhalb der Zeitanforderungen des Vorhabens angepasst.

Zur Vorbereitung der Feldaufnahmen innerhalb eines Naturraums wurden vorhandene Daten und Karten ausgewertet. Die bei diesen Vorbereitungen gewonnenen Informationen dienten im Rahmen

der Erfassung von Daten im Gelände als Vorinformationen für die Geländearbeit. Anhand der ATKIS-Daten und Luftbilder wurde die Route der Feldaufnahmen derart festgelegt, dass eine optimale Verteilung der Messpunkte unter Berücksichtigung der Entfernungskilometer von Punkt zu Punkt gewährleistet war. Eine a priori Festlegung der konkreten Messpunkte gestaltete sich als zu zeitaufwendig. Es wurde daher entschieden, die Auswahl der Messpunkte, unter Berücksichtigung der statistischen Verteilung der Nachbarschaften innerhalb eines Naturraums, im Gelände zu treffen.

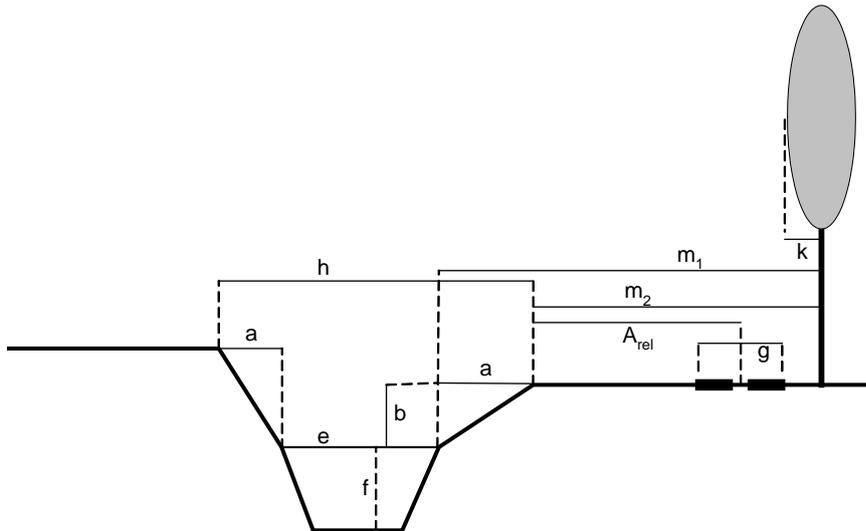
Die Dokumentation eines Messpunktes erfolgte in einem Erhebungsbogen (Anlage, Abb. 61). In diesem wurden sowohl Saumbiotop an Gewässern als auch sonstige Saumbiotop in Nachbarschaft zu Ackerflächen oder Sonderkulturen erfasst. Die zu erfassenden Kategorien und der Vegetationstyp entsprachen den der Luftbildauswertung. Für den angetroffenen Typ der Nachbarschaft zu landwirtschaftlichen Flächen waren die gemessene Saumbreite und der Vegetationstyp entsprechend der im Erhebungsbogen vorgegebenen Liste einzutragen. Analog der Interpretation aus dem Luftbild, wurde die Ansprache der Struktur auf den Verlauf eines 100 m (Saumbiotop an Gewässern) bzw. 300 m (sonstige Saumbiotop) Abschnitts bezogen.

Für die Erhebung von Saumbiotopen an Gewässern erfolgte eine Differenzierung nach prozentualen Anteilen an der Länge der Erhebungseinheit. Wie in der Luftbildauswertung war es möglich, mehr als einen Vegetationstyp dem Gewässerabschnitt zuzuordnen. Die Breitenmessungen wurden, ergänzend zur Luftbildauswertung, für den Gewässerrandstreifen und auch den Uferbereich vorgenommen. Die Messung erfolgte an einer für den Abschnitt charakteristischen Stelle.

Bei der Erhebung sonstiger Saumbiotop in Nachbarschaft zu landwirtschaftlichen Flächen wurde der vorherrschende Vegetationstyp für einen Kartierungsabschnitt erfasst. Die Vegetationstypen entsprechen dem der Luftbildinterpretation. Die Breitenmessung erfolgt auch hier an einer für den Abschnitt charakteristischen Stelle, wobei Saumstrukturen am unbefestigten Feldweg einschließlich des Wegs gemessen wurde. Bei befestigten Feldwegen wurde, wie auch bei Straßen, die rechte und linke Saumbreite separat gemessen und charakterisiert. Rechte und linke Seite wurden zu Beginn der Messung durch Festlegung aufgrund der Himmelsrichtung definiert. Der Messpunkt wurde mit einer Digitalkamera aufgenommen und durch GPS-Technik eingemessen. Für häufige Nachbarschaftstypen wurden pflanzensoziologische Aufnahmen durchgeführt. Deren Ergebnisse wurden in Jüttersonke u. Arlt (2006) veröffentlicht und sind nicht Gegenstand dieser Arbeit.

3.4.3 *Feldaufnahmen zur Struktur aquatischer Nichtzielflächen*

Die gewässermorphologischen Erhebungen erfolgten einmalig im Mai 2007. Eine Ausnahme bildete die Region Bodensee. Hier wurde eine weitere Erhebung im September 2007 vorgenommen. Im Vordergrund stand die Erfassung der Parameter Wasserspiegelbreite, Gewässertiefe und Gewässerquerprofil, welche das Volumen des Wasserkörpers und damit die Berechnung der PEC maßgeblich beeinflussen. Darüber hinaus erfolgten Aufnahmen der Böschungsförmigkeit und –breite sowie der Distanz zwischen Gewässer und angrenzender Anwendungsfläche (Abb. 13). Darüber hinaus wurden weitere Zustandsmerkmale nach dem Erhebungsbogen der Gewässerstrukturgütekartierung kleiner und mittelgroßer Fließgewässer erfasst (LAWA 2000). Alle Standorte wurden fotografisch dokumentiert und mittels GPS räumlich verortet. Die Auswahl der Messstandorte erfolgte je Erhebungsregion zufällig auf der Grundlage des ATKIS Basis-DLM.



- A_{rel} = Minimale abdriftrelevante Distanz in Raumkulturen (berechnet):
 Abstand zwischen Böschungsoberkante und Mitte der ersten Fahrgasse
 abgeleitet durch $A_{rel} = m_2 - \left(\frac{g}{2} + k\right)$
- a = Mittlere Böschungsbreite: Horizontal gemessener mittlerer Abstand
 der Böschungsoberkante zur Wasserkante (berechnet mit $a = \left(\frac{h-e}{2}\right)$)
- e = Wasserspiegelbreite
- f = Gewässertiefe
- g = Breite der Fahrspur
- h = Horizontal gemessener Abstand zwischen den Böschungsoberkanten
- k = Abstand von der Krone zum Stamm
- m_1 = Abstand zwischen Wasserkante und Stamm (berechnet)
- m_2 = Abstand zwischen Böschungsoberkante und Stamm
- F = Breite-Tiefe-Verhältnis (berechnet mit $F = \left(\frac{e}{f}\right)$)

Abb. 13 Gemessene und berechnete gewässermorphologische Parameter an Obstanlagen (verändert nach WEBFRAM 2006)

3.5 GIS-Methoden der Landschaftsanalyse

3.5.1 Räumliche und zeitliche Bezugseinheiten

In dieser Arbeit wurden unterschiedliche räumliche Bezugseinheiten (Bastian u. Schreiber 1999) der Landschaftsanalyse und Ergebnisdarstellung zugrunde gelegt. Der Bezugsraum war die Bundesrepublik Deutschland. Für räumliche Analysen und Ergebnisdarstellungen wurden unterschiedliche Aggregationsräume gewählt.

Die zeitliche Dimension der Konzentrationsberechnungen wurde durch den Zeitpunkt der PSM-Applikation bestimmt. Da die verwendeten Daten von Freier et al. (2015) auf Tagesbasis vorlagen, wurde für jeden Applikationstag eine PEC-Berechnung je Nichtzielfläche vorgenommen. Um die Variabilität der Windrichtung während eines Tages zu berücksichtigen, wurde jeder Applikation zudem eine zufällige Applikationsstunde zugeordnet (vgl. Kap. 3.5.3).

Als Ausgangsdatensatz für alle weiteren Schritte diente das ATKIS Basis-DLM für Deutschland, welches bereits Plausibilität-geprüft (vgl. Enzian u. Golla 2006, Golla u. Krumpke 2014) zur Verwendung vorlag. Aus den flächenförmigen und punktförmigen Datenebenen wurde ein flächenförmiger Datensatz mit redundanzfreien Geometrien erzeugt. Da das ATKIS Basis-DLM Flächenüberlagerungen erlaubt (vgl. BKG 2014), wurden diese zunächst nach einer Priorisierungsliste aufgelöst (siehe Anlage), sodass eindeutige Nutzungen vorlagen. Insbesondere die Auflösung der

Überlagerungen im Objektbereich Vegetation erlaubten eine differenziertere Ansprache von Zielflächen, Nichtzielflächen und Refugien.

Anders als in Meinert et al. (2015) wurden keine linienförmige Objekte durch Pufferung in flächenförmige Geometrien überführt, sondern stattdessen ausgewählte punktförmige Objekte, wie z.B. die AOA Windrad, Freileitungsmast, Funkmast. Diese wurden nach der Priorisierungsliste überlagert, um die zugrundeliegende Hauptnutzung identifizieren zu können (z.B. Windrad auf Ackerland). Dieser Verfahrensschritte wurde mit der Operation „Area-On-Area-Overlayer“ (AOAO) der Software FME realisiert (vgl. Anlage, Abb. 66). Linienförmige Objekte des Basis-DLM verblieben als solche. Dieser überlagerungsfreie Fachdatensatz diente im Weiteren der Ableitung von Ziel-, und Nichtzielflächen sowie Refugien.

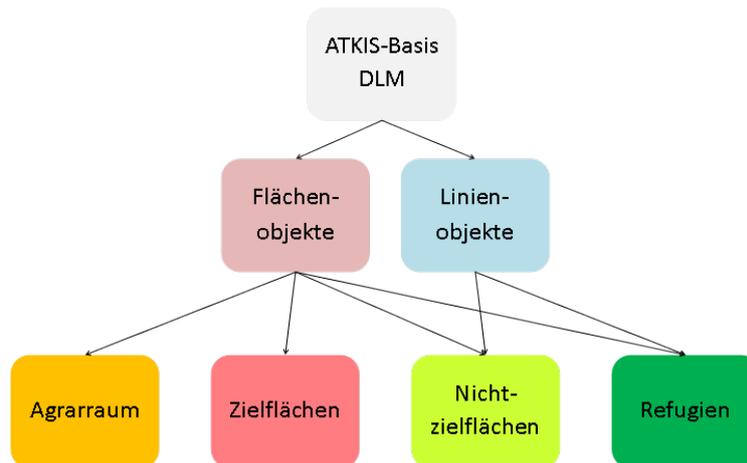


Abb. 14 Prozessabfolge zur Ableitung der Fachdatensätze aus dem ATKIS-Basis-DLM (eigene Darstellung)

3.5.2 *Zielflächen, angebaute Kulturen, PSM-Anwendungen und Toxizität*

3.5.2.1 *Zielflächen*

Die Zielfläche einer Pflanzenschutzmaßnahme wurde in dieser Arbeit durch Geometrie (Lage, Form, Ausdehnung), Thematik (z.B. Kulturart, angewandeter Wirkstoff etc.) und zeitlich (Anwendungszeitpunkt) charakterisiert. Sie wurde definiert als Anbaufläche einer Kultur, auf der Pflanzenschutzmaßnahmen durchgeführt werden.

Die geometrische Beschreibung der Zielflächen (Wechsel- und Dauerkulturen) erfolgte auf Basis des erzeugten Fachdatensatzes (s.o.). Es wurden die Objektarten Ackerland (AOA 4101) für Wechselkulturen und Sonderkultur (AOA 4109) für Dauerkulturen einbezogen. Die Objekte der AOA Sonderkultur wurden über das Attribut Kultur (KLT) weiter differenziert in Obstbau (KLT 4000), Weinbau (KLT 2000), Hopfenanbau (KLT 3000). Baumschulen (KLT 1000) wurden nicht einbezogen. Die Zielflächen stellen zusammenhängende landwirtschaftliche Flächenstücke dar, d.h. es können sich mehrere Schläge bzw. Parzellen auf einem Flächenstücke befinden. Ein zusammenhängendes landwirtschaftliches Flächenstück ist mit dem InVeKoS Feldblock vergleichbar (Abb. 8).

3.5.2.2 *Kulturen und PSM-Anwendungen*

Den Zielflächen wurde ein Landkreis nach VG25 (BKG 2014) zugeordnet. Die GIS-gestützte Zuordnung erfolgte eindeutig über den geometrischen Schwerpunkt der Zielfläche zum Polygon eines Landkreises. Innerhalb eines Landkreises wurde je Kulturgruppe in Abhängigkeit der Anbauverhältnisse für die AOA 4101 zufällig je eine Kultur auf die Zielflächen verteilt. Die Anbauverhältnissen der Feldkulturen stammen aus der Anbaustatistik auf Kreisebene aus dem Jahr 2010 (Destatis 2010). Die Sonderkulturen wurden entsprechende des Werts des AOA 4109 Attributs KLT räumlich explizit berücksichtigt (Tab. 11).

In Abhängigkeit der Kultur wurden anschließend die Anwendungsmuster, bestehend aus Angaben zu PSM, Applikationsdatum und Aufwandmenge innerhalb deren Erhebungsregionen (Roßberg et al. 2007, Abb. 15) zufällig auf die Zielflächen verteilt. Für Sonderkulturen stammen die Daten aus dem Erhebungsjahr 2012 (Freier et al. 2012), für den Ackerbau aus dem Erhebungsjahr 2014 (Freier et al. 2015). Beide Zufallsverteilungen erfolgten datenbankseitig durch SQL-Prozeduren nach der Methode von Gutsche u. Strassemeyer (2007).

Tab. 11 Zuordnung der VGB Kulturen zur ATKIS Objektart

Anbau-Sektor	ATKIS-Objektart	ATKIS-Kulturcode	Kultur	Erhebungsjahr
Ackerbau	4101	-	Winterweizen	2014
Ackerbau	4101	-	Wintergerste	2014
Ackerbau	4101	-	Winterroggen	2014
Ackerbau	4101	-	Hafer	2014
Ackerbau	4101	-	Triticale	2014
Ackerbau	4101	-	Mais	2014
Ackerbau	4101	-	Winterraps	2014
Ackerbau	4101	-	Grassamenvermehrung	2014
Ackerbau	4101	-	Ackerfutter	2014
Ackerbau	4101	-	Zuckerrüben	2014
Ackerbau	4101	-	Kartoffeln	2014
Ackerbau	4101	-	Ackerbohne	2014
Sonderkultur	4109	2000	Weinbau	2012
Sonderkultur	4109	3000	Hopfenbau	2012
Sonderkultur	4109	4000	Tafelapfel	2012
Sonderkultur	4109	Sonstige*	Tafelapfel	2012

* alle anderen Werte als 1000, 2000, 3000, 4000

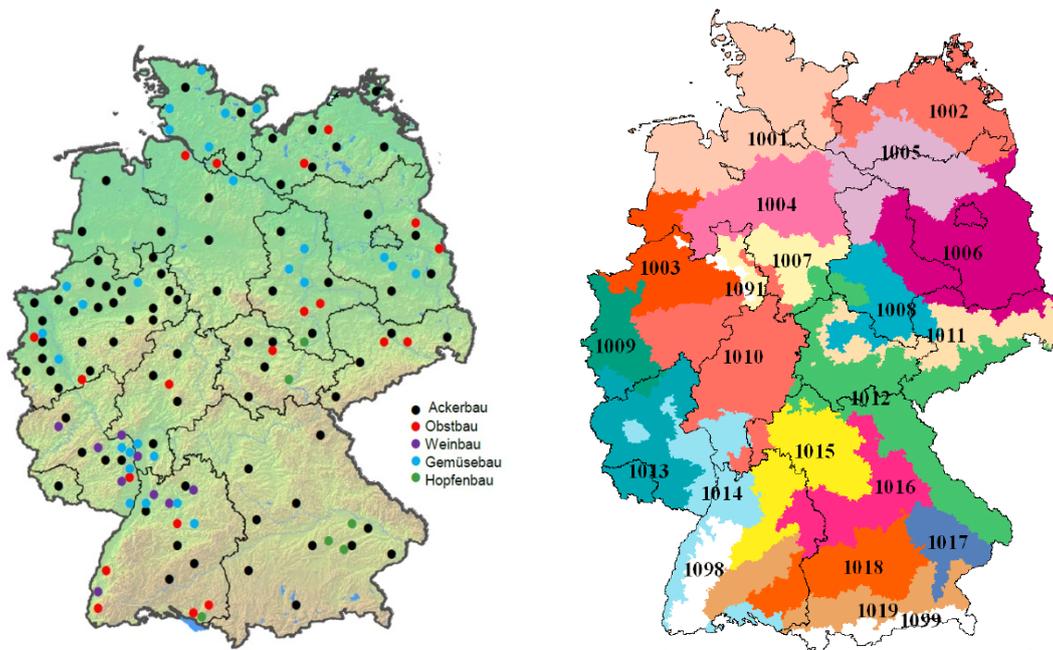


Abb. 15 (links) Verteilung der Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz im Jahr 2013 (Quelle: Freier et al. 2015); (rechts) NEPTUN-Erhebungsregionen Ackerbau (ERA, Quelle: Rossberg et al. 2007)

3.5.2.3 Toxizität der Pflanzenschutzmittelwirkstoffe

Die Toxizität eines PSM wird i.d.R. über dessen Wirkstoffe bestimmt. In dieser Arbeit wurden zur Berechnung des Risikos die letalen Konzentrationswerte von *Apis mellifera* und *Daphnia magna* als Grenzwerte verwendet. Es handelt sich dabei um übliche Indikatorarten für die terrestrische bzw. die aquatische Expositions- und Risikoabschätzung. Daher liegen für diese Organismen wirkstoffspezifische ökotoxikologische Daten vor.

Der akute ökotoxikologischen Grenzwert für Daphnia (LC_{50}) und für Bienen (LD_{50}) stammten aus der Pesticide Properties Database (PPDB) (Lewis et al. 2016). Die PPDB beschreibt die physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften sowie das inhärente Gefährdungspotential von PSM-Wirkstoffen für die menschliche Gesundheit und die Umwelt in Form von humantoxikologischen und ökotoxikologischen Grenzwerten. LC_{50} bzw. LD_{50} beschreiben die Wirkstoffkonzentration, bei der 50% der Test-Organismen sterben. In dieser Arbeit wurde damit die akute Toxizität ausgedrückt, welche in die Bewertung der Exposition als biologisches Risiko (vgl. Kap. 3.9) eingeht.

3.5.2.4 Anwendungsbestimmungen

Die Anwendungsbestimmungen der Mittel und Daten zu Wirkstoffgehalten von PSM stammten aus der „Datenbank zugelassener Pflanzenschutzmittel“, die vom BVL (2016b) betrieben wird. Zu den einzelnen PSM werden dort die wichtigsten Zulassungsdaten genannt. Für die Arbeit relevant sind Angaben zu Wirkstoff und Wirkstoffgehalt sowie mit der Zulassung festgesetzte Anwendungsbestimmungen (AWB) zum Schutz terrestrischer und aquatischer Nichtzielflächen, d.h. Vorgaben zu Abständen und/oder zum Einsatz verlustmindernder Technik. Die Indikation kennzeichnet eine Anwendung von PSM für eine spezielle Kultur-Schadorganismus-Kombination sowie weitere Hinweise z.B. zur Anwendungstechnik und Aufwandmenge. Wenn zu einem Mittel mehrere Indikationen vorhanden sind, wird die AWB mit der geringsten Risikominderung dem PSM zugeordnet. Dieses Verfahren wurde gewählt, da keine Information zur Indikationen in den PSM-Anwendungsdaten vorlag (vgl. Kap.3.5.2).

Für jedes Mittel wurden die AWB (Abstandsaufgabe und Technikaufgabe) entsprechend der Tab. 12 und Tab. 12 13 in Risikominderungsfaktor (RMF) umgerechnet. Der RMF stellen eine einfache Umrechnung der im Zulassungsverfahren verwendeten Abdrifteckwerte dar, um eine einfachere Kombination von risikomindernden Faktoren, beispielweise dem RMF durch verlustmindernden Technik (RMF_{tech} , vgl. Tab. 12) und dem Abstand zur Nichtzielfläche (RMF_{dist} , Tab. 13) zu errechnen oder wirkungsgleiche Minderungsfaktoren kombinieren zu können (Streloke 2006). Diese werden in der PEC Berechnung (vgl. Kap. 3.8) als Faktor verwendet und berücksichtigt damit die Anwendung eines PSM nach guter fachlicher Praxis, das beinhaltet u.a. die Einhaltung der AWB.

Tab. 12 Risikominderungsfaktoren durch verlustmindernde Technik (RMF_{tech})

Abdriftminderung [%]	RMF_{tech}
0	*
50	0,5
75	0,25
90	0,1
95	0,05

* Keine Abdriftminderung als Referenz

Beispielsweise beträgt der RMF im Obstbau durch die Abstandsaufgabe von 20 m (vgl. Tab. 13) in Verbindung mit der Nutzung von Geräten mit einer Verlustminderung von 90 % (vgl. Tab. 12):

$$RMF = RMF_{tech} \times RMF_{dist} = 0,1 \times 0,1 = 0,01$$

Gleichung 2

Tab. 13 Risikominderungsfaktoren durch Abstände (RMF_{dist})

Abstand [m]	RMF_{dist} Feldbau	RMF_{dist} Obst früh	RMF_{dist} Obst spät	RMF_{dist} Wein	RMF_{dist} Hopfen
1	*	-	-	-	-
3	0,34	*	*	*	*
5	0,21	0,68	0,53	0,45	0,6
10	0,1	0,4	0,23	0,15	0,3
20	0,05	0,1	0,07	0,05	0,09

* Mindestabstand zur Nichtzielfläche als Referenz; - unzulässiger Abstand

3.5.3 Windrichtung

Mit Ausnahme der Windrichtung ist die Variabilität der Witterungen in den Abdriftmesswerten (Rautmann et al. 2001) enthalten (vgl. Kap. 2.5). Um die Variabilität der Windrichtung im Verfahren berücksichtigen zu können, wurden Stationen des DWD (DWD 2015) mit durchgängiger Windmessung je Stunde vom 01.01.2014 bis 31.10.2014 akquiriert. Den Zielflächen wurde die nächstliegende Station zugeordnet. Die Zuordnung erfolgte vereinfacht über die minimale Distanz von der Außengrenze einer Zielfläche zur Punkt-Koordinate der nächstgelegenen Station. Für jede Kombination von Zielfläche und Applikationstag wurde anschließend eine zufällige gleichverteilte Applikationsstunde, ab 6:00 Uhr bis einschließlich 22:00, zugewiesen. Für einen konkreten Stundenwert der DWD-Daten konnte daraufhin eine eindeutige Zuordnung der Windrichtung je Zielfläche und Applikationstag und Stunde der nächstgelegenen DWD-Station erfolgen.

3.5.4 Nichtzielflächen und Refugien

Für eine realitätsnahe Beschreibung der Exposition von Nichtzielflächen und des Wiederbesiedlungspotentials aus Refugien sind Kenntnisse über deren räumlichen Lage, Ausrichtung, Dimension und räumlichen Beziehung von besonderer Bedeutung (Kühne et al. 2000, Gutsche u. Enzian 2002, Ohliger u. Schulz 2010).

Aquatische Nichtzielflächen im Kontext dieser Arbeit sind alle ständig oder periodisch wasserführende Oberflächengewässer, die theoretisch durch umliegende Zielflächen exponiert werden können (Tab. 14). Dies ist in Entfernung von bis zu 150 m zu Raumkulturflächen bzw. 75 m zu Feldkulturflächen möglich (Enzian u. Golla 2006).

Tab. 14 Aquatische Nichtzielflächen nach ATKIS Basis-DLM

AOA	Beschreibung	Geometrische Modellierung
5101	Strom, Fluss, Bach	linienförmig
5101	Strom, Fluss, Bach	flächenförmig
5102	Kanal (Schifffahrt)	flächenförmig
5103	Graben, Kanal (Wasserwirtschaft)	linienförmig
5112	stehende Gewässer	flächenförmig

Die Geometrie, d.h. räumliche Lage und Form, sowie bestimmte thematische Beschreibungen von aquatischen Nichtzielflächen wurden direkt aus dem ATKIS Basis-DLM abgeleitet. Es wurden alle ständig (HYD=1000) und zeitweise (HYD=2000) wasserführenden und oberirdisch (OFL=1100) verlaufenden Gewässer der linienförmig und flächenförmig modellierten AOA 5101 „Strom, Fluss, Bach“, 5103 „Graben, Kanal (Wasserwirtschaft)“ und 5112 „Binnensee, Stausee, Teich“ einbezogen (vgl. Kap. 2.5.5). Die Methoden zur Ableitung der Nichtzielflächen sowie der aquatischen Refugien wird in Kap. 3.6 beschrieben.

Als aquatische Refugien wurden nicht-exponierte Gewässerabschnitte erachtet, die mit exponierten Abschnitten in räumlicher Beziehung stehen. Nach Von der OheLiess (2004), Schriever et al. (2007b)

sind dies insbesondere Gewässerabschnitte, mit beidseitigem Wald- oder Gehölzflächenbestand. Diese können als durch PSM unbelastet gelten und können als Quelle für Wiederbesiedlungsprozesse dienen (ebd.).

Als terrestrische Nichtzielflächen werden alle Landschaftsstrukturen bezeichnet, die nicht Teil der Zielfläche sind, jedoch unmittelbar daran angrenzen. Diese Strukturen umfassen insbesondere Säume, die sich zwischen landwirtschaftlichen Flächen und anderen Nutzungen befinden, aber auch Hecken und Gehölzflächen (Kühne et al. 2000). Auch der Böschungsbereich von Gewässern gilt als terrestrische Nichtzielfläche. Für die Ableitung terrestrischer Nichtzielflächen und Refugien wurde eine eigene Methode der Nachbarschaftsanalyse entwickelt (vgl. Kap. 3.6). Danach konnten alle Zielflächen mit den unterschiedlichen Nachbarschaften zu angrenzenden Nichtzielflächen und deren Grenzlänge beschrieben werden. Exemplarisch ist die Vielfalt möglicher terrestrischer Nichtzielflächen in unmittelbarer Nachbarschaft zu Zielflächen in Abb. 16 dargestellt.

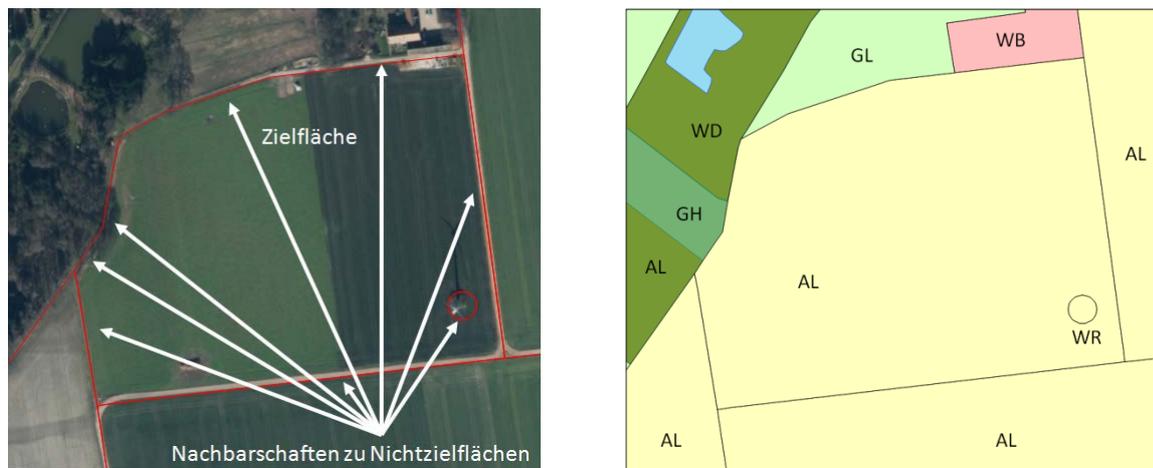


Abb. 16 Grenzlinie zu unterschiedlichen terrestrischen Nichtzielflächen: Indirekte, durch Straßen oder Wege (schwarze Linien) unterbrochene Nachbarschaften zu Grün (GL)- und Ackerland (AL), Gehölz (GH), Wald (WD), Wohnbebauung (WB), Windkraftanlage (WK) (M 1:2000, EPSG 31467: X 3471280,28; Y 5878257,91, eigene Darstellung)

Als Refugien für terrestrische Organismen gelten in Zusammenhang mit der PSM-Abdrift insbesondere Habitate, die nicht von PSM Exposition beeinflusst sind. Dies sind linien- und flächenhafte Kleinstrukturen, die von PSM-Abdrift als weitestgehend unbeeinflusst gelten können und sich in einer maximalen Entfernung von bis zu 500 m zur Zielfläche befinden. Wald- und Grünlandflächen bis zu einer Größe von 1 ha gelten als flächenhafte Kleinstrukturen (Kühne et al. 2000a, Gutsche u. Enzian 2002).

3.5.5 Abdriftmindernde Wirkung von Vegetation

Die Höhe und Zusammensetzung der Vegetation sowie deren Pflanzenoberfläche ist für die Anlagerung von Driftpartikeln von Bedeutung (FOCUS 2006, Koch u. Weiser 1995, Koch et al. 2003, 2004, Otto et al. 2009). In den Abdriftversuchen nach Rautmann (2001) wurde dieser Umstand nicht berücksichtigt (vgl. 2.5.2). Die abdriftmindernde Wirkung von aufragender Vegetation ist sowohl für die Expositionsabschätzung von terrestrischen als auch aquatischen Nichtzielflächen relevant.

Für die Expositionsabschätzung aquatischer Nichtzielflächen dient aufragende Vegetation als Filter (FOCUS 2006). Diese wird jedoch nur berücksichtigt, wenn sie sich in unmittelbarer Nähe zum Gewässer befindet. Nur für diese konnte in Versuchen eine abdriftmindernde Wirkung festgestellt werden (Ohliger u. Schulz 2010). Auf der Grundlage der in FOCUS (2006), Ohliger u. Schulz (2010), Kubiak et al. (2014) genannten Daten wurde für diese Arbeit eine jahreszeitlich variierende Filterwirkung von Hecken und Saumstrukturen angenommen. Für Hecken im unbelaubten Zustand

wurde eine Minderung von 25% angenommen, die linear ab dem 1.4. bis zum 30.5. auf 75% ansteigt und ab dem 1.10. linear bis zum 1.11 wieder auf 25% abnimmt (Abb. 17). Für aquatischer Nichtzielflächen mit einer Randstreifenbreite von ≥ 3 m im Gewässerumfeld ohne Hecken wurde immer eine Filterwirkung durch Gras- und Stauden-artige Vegetation zwischen 5 % und 10 % angenommen, die entsprechend der o.g. Termine variiert.

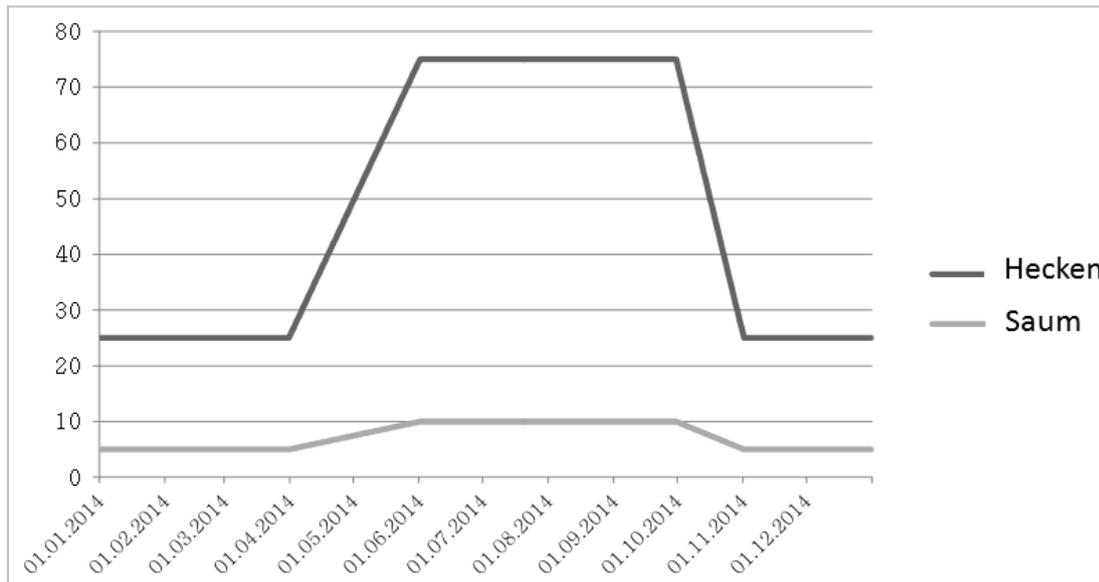


Abb. 17 Funktionen zur Filterwirkung von Hecken und Saumstrukturen (eigene Darstellung)

3.5.6 Räumliche Dimension von Nichtzielflächen

3.5.6.1 Breite der Nichtzielfläche

Die Deposition der Abdrift nimmt im Allgemeinen mit zunehmender Entfernung (x , [m]) von Ausbringort ab (vgl.2.5.2). Dies bedeutet für terrestrische wie auch aquatische Nichtzielflächen, dass der direkt an die Zielfläche angrenzende Bereich höher exponiert wird als die entfernter liegende Fläche (FOCUS 2001). Für die Bestimmung der räumlichen Dimension speziell von aquatischen Nichtzielflächen wurden neben der Breite (Wasserspiegelbreite) auch die Volumen-bestimmenden Parameter Wasserspiegelbreite, Gewässerprofil und Wassertiefe berücksichtigt. Die Vorgehensweise wird im nachfolgenden Unterkapitel beschrieben.

Gutsche u. Enzian (2002) haben auf der Grundlage von stichprobenhaften Luftbildauswertungen und Geländeaufnahmen für vorherrschenden Nachbarschaftstypen an Zielflächen mittlere Breiten definiert. Für die Erzeugung von Breitenverteilungen wurden diese Daten durch weitere Feldaufnahmen, Luftbildauswertungen und GIS-Analysen ergänzt und neu ausgewertet (vgl. Kap. 3.4).

Die Breite einer terrestrischen Nichtzielflächen wurde je Segment in Abhängigkeit des Nachbarschaftstyps definiert. Hierfür wurden einmalig zufällige Breiten entsprechende der Breitenverteilungen je Nachbarschaftstyp mit der SQL-Funktion `dbms_random` zugeordnet (Oracle 2016). Für die Berechnung der Driftdeposition wurde eine minimale Entfernung von Feldkante zur Nichtzielfläche von von 1 m angenommen. Die Ergebnistabelle (Tab. 51) ist in Kap. 4.5 dargestellt.

Für die Bestimmung der Breitenverteilung von Hecken wurde neben Feldaufnahmen und Luftbildauswertungen auch GIS-Analysen auf der Grundlage von Daten der terrestrischen HNV-Kartierung (High-Nature-Value Farmland, BfN 2010) durchgeführt. Dieser Ansatz wurde gewählt, da mit dem Datensatz ein Stichprobennetz besteht, welches regionalisierbare Auswertungen ermöglicht (Benzler et al. 2015). Damit würden regionalisierbare Breitenverteilungen des Landschaftselements Hecke möglich sein. Im HNV-Datensatz werden u.a. Hecken, anders als im ATKIS-Basis-DLM, als Flächenobjekt kartiert.

Für Polygone können der Umfang und die Flächengröße mit einfachen GIS-Operationen ermittelt werden. Zur Berechnung der mittleren Breite je Heckenelement (einzelnes Polygon) wurde eine Methode angewandt, die eine Annäherung daran erlaubt und nur auf den beiden genannten Größen Umfang und Flächengröße basiert. Grundannahme für die Anwendung der Methode ist, dass es sich bei Hecken um langgestreckte Objekte handelt. Der Umfang P ist etwa gleich der Summe aus zweifacher Heckenlänge Hl und zweifacher Heckenbreite Hb . Die Fläche A ist etwa gleich $Hb \times Hl$. Die mittlere Breite dieser Objekte Hb_{mean} wurde aus P und A durch Gleichung 3 abgeleitet und ist gültig für alle $P^2 - 16 \times A \geq 0$. Der relative Fehler in dieser Näherung ist proportional zu b/l : je schmaler das Polygon, desto näher ist $Hb/Hl = 0$ und desto besser ist die Annäherung.

$$Hb_{\text{mean}} = \frac{P - \sqrt{P^2 - 16 \times A}}{4} \quad \text{gültig für } P^2 - 16 \times A \geq 0 \quad \text{Gleichung 3}$$

Die mittlere Länge eines Heckenobjektes Hl_{mean} wurde nach Gleichung 4 abgeleitet.

$$Hl_{\text{mean}} = \frac{A}{Hb_{\text{mean}}} \quad \text{Gleichung 4}$$

Für die Aggregation der mittleren Heckenbreite von Objekten konnte die, über die Länge gewichtete, mittlere Breite $Hb_{\text{reg_mean}}$ für einen Aggregationsraum berechnet werden (Gleichung 5).

$$Hb_{\text{reg_mean}} = \frac{\sum Hb_{\text{mean}}}{\sum Hl_{\text{mean}}} \quad \text{Gleichung 5}$$

Die Breitendimension einer Nichtzielfläche wurde in der Expositionsmodellierung umgesetzt, indem die Driftdeposition (vgl. Kap. 3.6.1) über die Breite der Nichtzielfläche (W_{nz} , [m]) integriert wurde (Gutsche u. Strassemeyer 2007). Hierfür wurden zwei Exponentialfunktionen addiert, die für Feldbau und Hopfenbau, über die Schnittpunkt der Funktionen (H , [m], Gleichung 6) verbunden sind.

$$\overline{\text{drift}} = \left(A \int_{\min D_{nz}}^H (x^B) dx + C \int_H^{\min D_{nz} + W_{nz}} (x^D) dx \right) \cdot \frac{1}{W_{nz100}} \quad \text{Gleichung 6}$$

Dabei entspricht $\overline{\text{drift}}$ dem mittleren prozentualen Anteil der Driftdeposition über eine Nichtzielfläche, die sich von Distanz $\min D_{nz}$, der zum Feld nächsten Distanz, zu $\max D_{nz}$ erstreckt. A, B, C, D sind nach Golla et al. (2011) abgeleitete Regressionsparameter (Tab. 53). Diese Vorgehensweise bedeutet, dass die Exposition einer Nichtzielfläche mit abnehmender Breite zunimmt.

3.5.6.2 Gewässervolumen

Die Parameter Gewässerprofil und Wassertiefe sind abhängig vom Grad der Natürlichkeit des Gewässers (Bach et al. 2004). Für diese Arbeit wurde eine einfache Typisierung der Natürlichkeit eines Gewässers in Abhängigkeit von der AOA vorgenommen: Objekte der AOA 5101 „Strom, Fluss, Bach“ wurden als überwiegend natürliche Wasserläufe betrachtet. Gewässer der AOA 5103 („Graben, Kanal“) wurden als überwiegend anthropogen überformte Wasserkörper angesehen. Bei der Berechnung der räumlichen Beziehung zu Refugien wurde ebenfalls die Natürlichkeit eines Gewässers berücksichtigt (vgl. Kap. 3.6).

Für Gewässer wurde die Information zum Parameter „Wasserspiegelbreite“ aus dem ATKIS Basis-DLM Attribut BRG (Breite des Gewässers) abgeleitet und durch Daten aus der Felderkundung verifiziert. In ATKIS wird die Breite eines Gewässers in Klassen beschrieben. Jedem Gewässerabschnitt wurde entsprechend der Breitenklasse eine zufällige Wasserspiegelbreite nach angenommener Verteilung (Tab. 15) zugewiesen. Hierfür wurden die SQL-Funktion `dbms_random` verwendet (Oracle 2016).

Der Parameter „Wassertiefe“ wird von der Wasserspiegelbreite beeinflusst (Bach et al. 2004). Die Wassertiefe wurde in Abhängigkeit der Parameter „Gewässertyp“ und „Wasserspiegelbreite“ bestimmt. Der Parameter „Wassertiefe“ wurde mit einer Verteilung je Breitenklasse berücksichtigt.

Zunächst wurden die Wasserspiegelbreiten innerhalb der ATKIS-Breiteklassen gleichverteilt (Tab. 15). Die Breiten wurden anschließend gruppiert (Tab. 16, Spalten 2 u. 3).

Tab. 15 Ableitung der Wasserspiegelbreite [m] aus Gewässerbreitenklassen des ATKIS

ATKIS Breitenklasse (BRG)	Wasserspiegelbreite (konservativ geschätzter Einzelwert)	Wasserspiegelbreite (Verteilung je Breitenklasse)
bis 3 m	1	Gleichverteilung ($w_{\min} = 0,5$; $w_{\max} = 2,99$)
3 m - 6 m	3	Gleichverteilung ($w_{\min} = 3,0$; $w_{\max} = 5,99$)
6 m - 12 m	6	Gleichverteilung ($w_{\max} = 6,0$; $w_{\max} = 12,00$)

Jeder Gruppe wurde eine Verteilung von Wassertiefen zugeordnet (Tab. 16, Spalte 4 bis 7). In Tab. 17 sind die Parameter für die Verteilung der Wassertiefe von Gräben dargestellt. Hierbei wurde berücksichtigt, dass sich die minimalen Wassertiefen von wasserwirtschaftlich unterhaltenen Gräben im Vergleich zu naturnäheren Fließgerinnen unterscheiden (Bach et al. 1994, KIFL 2000, Bach et al. 2004).

Tab. 16 Verteilung der Wassertiefe [m] des Gewässertyps „Strom, Fluss, Bach“ in Abhängigkeit der Wasserspiegelbreitenverteilung nach Tab. 15

ATKIS-Breitenklasse (BRG)	Wasserspiegelbreite (Gleichverteilung je Breitenklasse)		Wassertiefe (Normalverteilung abhängig von Breitenverteilung)			
	w_{\min}	w_{\max}	d_{\min}	d_{\max}	d_{mean}	d_{std}
bis 3 m	0,5	0,5999	0,05	0,25	0,15	0,033333
	0,6	0,6999	0,05	0,3	0,175	0,041667
	0,7	0,7999	0,05	0,35	0,2	0,05
	0,8	0,8999	0,05	0,4	0,225	0,058333
	0,9	0,999	0,05	0,45	0,25	0,066667
	1	1,999	0,1	0,5	0,3	0,066667
	2	2,999	0,15	0,55	0,35	0,066667
3 m - 6 m	3	3,999	0,2	0,8	0,5	0,1
	4	4,999	0,25	0,85	0,55	0,1
	5	5,999	0,3	0,9	0,6	0,1
6 m - 12 m	6	12	0,3	1,1	0,7	0,133333

Tab. 17 Verteilung der Wassertiefe [m] des Gewässertyps „Graben, Kanal“ in Abhängigkeit der Wasserspiegelbreitenverteilung nach Tab. 15

ATKIS-Breitenklasse (BRG)	Wasserspiegelbreite (Gleich-Verteilung je Breitenklasse)		Wassertiefe (Normal-Verteilung abhängig von Breitenverteilung)			
	w_{\min}	w_{\max}	d_{\min}	d_{\max}	d_{mean}	d_{std}
bis 3 m	0,5	0,5999	0,2	0,25	0,225	0,2
	0,6	0,6999	0,2	0,3	0,25	0,2
	0,7	0,7999	0,2	0,35	0,275	0,2
	0,8	0,8999	0,2	0,4	0,3	0,2
	0,9	0,999	0,2	0,45	0,325	0,2
	1	1,999	0,2	0,5	0,35	0,05
	2	2,999	0,2	0,55	0,375	0,058333
3 m - 6 m	3	3,999	0,2	0,8	0,5	0,1
	4	4,999	0,25	0,85	0,55	0,1
	5	5,999	0,3	0,9	0,6	0,1
6 m - 12 m	6	12	0,3	1,1	0,7	0,133333

Der Parameter „Wassertiefe“ wurde einem Gewässerabschnitt wiederum durch die SQL-Funktion `dbms_random` (Oracle 2016) einmalig zugewiesen. BACH et al. (2004) geben für das Breiten-Tiefen-Verhältnis von anthropogen beeinflussten Gewässer 10 : 1 und von naturnahen Gewässern 35 : 1 an. Im Vergleich hierzu sind in den zwei folgenden Tabellen exemplarische Breiten-Tiefen-Verhältnisse dargestellt, die sich durch dieses Verfahren ergeben.

Tab. 18 Verhältnisse von Breite zur Tiefe in Abhängigkeit der Wasserspiegelbreite [m] bei einem Fließquerschnitt im Gerinne als Trapezprofil mit 45° Böschungsneigung (Gewässertyps „Strom, Fluss, Bach“)

Wasserspiegelbreite (w)		Wassertiefe (d)		Breiten-Tiefen-Verhältnis (w : d)		
w_{min}	w_{max}	d_{min}	d_{max}	$w_{min} : d_{min}$	$w_{max} : d_{max}$	$w_{max} : d_{min}$
0,5	0,5999	0,05	0,25	10:1	2:1	12:1
0,6	0,6999	0,05	0,3	12:1	2:1	14:1
0,7	0,7999	0,05	0,35	14:1	2:1	16:1
0,8	0,8999	0,05	0,4	16:1	2:1	18:1
0,9	0,999	0,05	0,45	18:1	2:1	20:1
1	1,999	0,1	0,5	10:1	4:1	20:1
2	2,999	0,15	0,55	13:1	5:1	20:1
3	3,999	0,2	0,8	15:1	5:1	20:1

Tab. 19 Verhältnisse von Breite zur Tiefe in Abhängigkeit der Wasserspiegelbreite [m] bei einem Fließquerschnitt im Gerinne als Trapezprofil mit 45° Böschungsneigung (Gewässertyp „Graben, Kanal“)

Wasserspiegelbreite (w)		Wassertiefe (d)		Breiten-Tiefen-Verhältnis (w : d)		
w_{min}	w_{max}	d_{min}	d_{max}	$w_{min} : d_{min}$	$w_{max} : d_{max}$	$w_{max} : d_{min}$
0,5	0,5999	0,2	0,25	3:1	2:1	3:1
0,6	0,6999	0,2	0,3	3:1	2:1	3:1
0,7	0,7999	0,2	0,35	4:1	2:1	4:1
0,8	0,8999	0,2	0,4	4:1	2:1	4:1
0,9	0,999	0,2	0,45	5:1	2:1	5:1
1	1,999	0,2	0,5	5:1	4:1	5:1
2	2,999	0,2	0,55	10:1	5:1	10:1
3	3,999	0,2	0,8	15:1	5:1	15:1

3.5.6.3 Gewässerprofil

Im Gegensatz zur Konzentrationsberechnung für terrestrischen Nichtzielflächen wurde für die PEC-Berechnung von aquatischen Nichtzielflächen die Form des Gewässerprofils als weiterer Parameter verwendet. In Abhängigkeit des Gewässertyps wurden zwei unterschiedliche Querschnitte des Gerinnes angenommen (Abb. 18). Das Gewässerprofil für die ATKIS-AOA 5101 „Strom, Fluss, Bach“ wurde mit einem U-förmigen Querschnitt beschrieben. Bach et al. (2004) nehmen diesen Querschnitte für frei fließende Gewässer bei Mittel- bis Niedrigwasser an. Für den Gewässertyp Gräben (AOA 5103) wird der Querschnitt nach FOCUS (2001) als Trapezprofil mit 45° Böschungsneigung dargestellt. Für die PEC-Berechnung von stehenden Gewässern der AOA 5112 oder der ebenfalls flächenförmig modellierten Gewässern der AOA 5101 und 5103 der Breitenklasse > 12 m (BRG 12) wurde ein Trapez-förmiges Profil mit einer festgelegten Wasserspiegelbreite von 1 m angenommen. Damit wurde die Annahme abgebildet, die PEC den i.d.R. flachen Uferbereich, von bis 1 m vom Gewässerrand, zu berechnen und nicht für den gesamten Wasserkörper.

Bei einer Wasserspiegelbreite von 1 m und einer Wassertiefe von 0,3 m (Modellgewässer der PSM-Zulassung) ergibt sich eine Fläche $A_{\text{Rechteck}} = 0,3 \text{ m}^2$ (Großmann 2008). Für die hier angenommenen

Gewässerprofile ergeben sich die in Abb. 18 genannten Flächen bei einer Wasserspiegelbreite von 1 m.

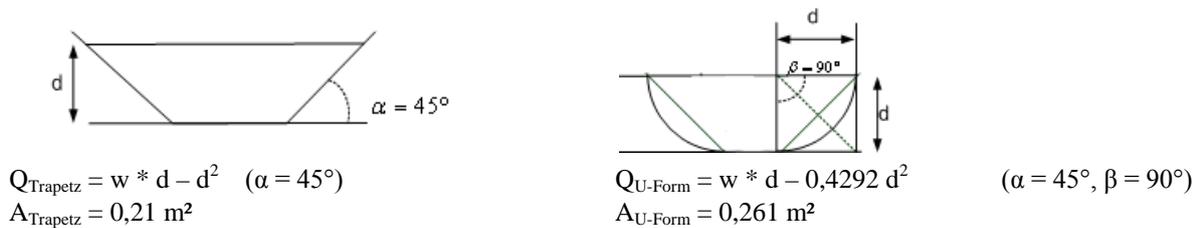


Abb. 18 Angenommene Querschnitte des Gerinnes für die Gewässertypen Graben und Strom, Fluss, Bach

3.6 Modellierung der räumlich Beziehungen von Zielflächen zu Nichtzielflächen und Refugien

Über die Kenntnis der Geometrie (Form, Ausdehnung und Lage) von Zielflächen, Nichtzielflächen und solchen Landschaftsstrukturen, die als Refugien dienen können, wurden die topologischen Beziehungen und Entfernungen der Objekte zueinander mittels eigener GIS-Prozeduren ermittelt.

3.6.1 Räumlich Beziehungen zu aquatischen Nichtzielflächen

Die Entfernung zu aquatische Nichtzielflächen wurde bestimmt, indem zunächst alle einzubeziehenden Zielflächen auf der Grundlage des ATKIS Basis-DLM identifiziert wurden (vgl. Kap. 3.5.2). Ausgehend von diesen Flächen wurden Puffer von 75 m um Objekte der AOA Ackerland sowie 150 m um Objekte der AOA Sonderkulturen gebildet. Die dadurch generierten Zonen dienen der Identifikation der aquatischen Nichtzielflächen. Die Lage eines linienförmigen Gewässerobjektes wurde in diesem Verfahren als Verlauf der Böschungsoberkante interpretiert. Dies war bei der spätere Feststellung der Entfernung zur Zielfläche zu berücksichtigen. Flächenförmige modellierte Fließgewässer und Gräben (AOA 5101 und 5103, ab einer Breite von 12 m) und Standgewässer (AOA 5112) wurden in Linienobjekte überführt. Die Lage dieser Umriss-Geometrien wurde als Uferkante interpretiert (Abb. 19).

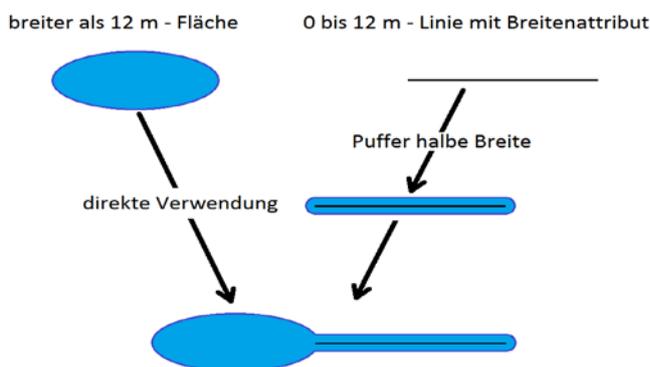


Abb. 19 Modellierung der Böschungs- und Uferkante aus den ATKIS-Objektarten 5101, 5103 und 5112 (Neukampf u. Golla 2016)

Expositionskonzentrationen wurden nur für oberirdisch verlaufende Gewässerabschnitte (OFL 1100) berechnet. Diese Linienobjekte wurden objektweise in 25 m Abschnitte segmentiert, d.h. zusammenhängende Gewässerläufe gleicher Objektart und Merkmalsausprägung nach ATKIS (Geographischer Name (GN), Breite des Gewässers (BRG), Hydrologisches Merkmal (HYD) etc.) wurden in Abschnitte gleicher Länge unterteilt. Verändert sich eine Merkmalsausprägung oder Objektart innerhalb eines zusammenhängenden Gewässerlaufs, wurde die Segmentierung für diesen

Gewässerlauf separat durchgeführt. Damit wurde gewährleistet, dass die Parameter (z.B. Gewässerbreite, Lage zur Oberfläche) innerhalb eines Gewässerabschnitts konstant blieben. Das letzte Gewässersegment eines Gewässerlaufs bildet die Restlänge mit einer Länge kleiner 25 m. Der einzelne Gewässerabschnitt wird als Punktgeometrie (Start-Vertex) gespeichert und weiterverarbeitet. Der Gewässerabschnitt bildet das kleinste Element innerhalb des Verfahrens, für das die aquatische Expositions- und Risikoabschätzung durchgeführt wird.

Die Beziehung einer aquatischen Nichtzielfläche zu den umliegenden Zielflächen, abdriftmindernden Strukturen und Refugien erfolgt nach dem Konzept von Travis und Hendley (2001), einer geometrisch-topologischen Methode im Vektorverfahren. Für jeden Gewässerabschnitt, repräsentiert durch seinen Mittelpunkt, wird in 8 Himmelsrichtungen über Winkelfunktionen eine Gerade („Strahl“) von 150 m (Raumkulturen) bzw. von 75 m (Flächenkulturen) Länge im GIS konstruiert. Ausgehend von den potentiell exponierten Gewässerabschnitten werden in acht Himmelsrichtungen bis zu einer Entfernung von 75 m bzw. 150 m die Nachbarschaften zu expositionsrelevanten ATKIS-Objekten ermittelt.

Bei der Übertragung des Konzepts von Travis und Hendley (ebd.) waren die Besonderheiten des ATKIS-Datenmodells zu berücksichtigen (vgl. Kap. 2.6.4). Bei der Betrachtung allein des „Grundrisses“ setzt sich die Landschaft ausschließlich aus Flächen zusammen, d.h. auch linienhafte Strukturen der Landschaft, wie Gewässer oder Straßen, besitzen einen flächenhaften Charakter. Bedingt durch den Abstraktionsgrad und die Genauigkeitsanforderungen des einer Karte zugrunde liegenden Landschaftsmodells können Landschaftselemente im Modell abweichend von der Realität auch punkt – oder linienförmig modelliert werden. Beispielsweise werden die Objekte der ATKIS-Objektgruppe *Bäume und Büsche* linienförmig modelliert. Gleiches gilt für zahlreiche Objekte der ATKIS-Objektgruppe *Verkehr*. Generell gilt, dass der ATKIS-Objektyp im Einzelnen festlegt, wie ein Objekt zu modellieren ist (ADV 2002).

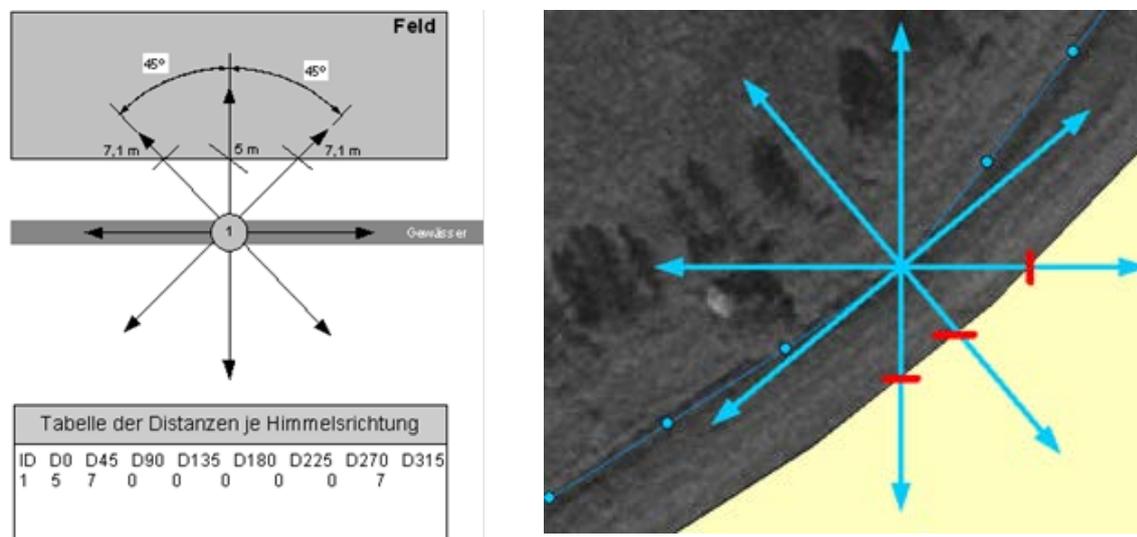


Abb. 20 Darstellung der Segmentierung eines Gewässers und der möglichen Eintragshimmelsrichtungen bei Applikationsfläche auf einer Uferseite: (Links) Situation schematisch dargestellt, Angaben zu Distanzen in [m]; (rechts) Abbildung der Realität durch Geodaten (ATKIS-Basis-DLM und DOP) (eigene Darstellung).

Die Analyse der Nachbarschaften im expositionsrelevanten Gewässerumfeld berücksichtigte diesen Umstand und bezog linien- und flächenhafte Objekte des Basis-DLM in entsprechender Weise in die Nachbarschaftsermittlung ein. Dabei stellten die Informationen zur Art des Objektes und dessen Entfernung zum Gewässerabschnitt Zwischenergebnisse dar, welche zur Bestimmung unterschiedlicher Parameter der Gewässerdatenbank weiterverarbeitet wurden.

Durch eine Verschneidungs-Operation (Verschneidung Linie mit Fläche) wurde durch die Strahlen im GIS die räumliche Beziehung von einem Gewässerpunkt zu umliegenden Nachbarschaftsobjekten (Ackerland, Sonderkultur, Wald, Grünland etc.) hergestellt.

Das Ergebnis dieser Operationen war eine Datenbank-Tabelle, in der die Abfolge und Distanzen der Nachbarschaften himmelsrichtungsweise gespeichert wurden. Diese GIS-Operationen wurden auch auf linienhafte Objekte (Straßen, Wege, Baumreihen, Hecken etc.) angewendet. Diese Objekte wurden durch Zonengenerierung (Kreispufer) in flächenförmige Objekte überführt, welches eine Voraussetzung für die Anwendung von Verschneidungs-Operationen war. Tab. 20 stellt die festgelegten Puffer für die möglichen ATKIS-Linienobjekte dar.

Tab. 20 Mittlerer Abstand [m] vom Gewässerrand zur Anbaufläche bei Linienobjekten im gewässernahen Bereich

ATKIS-Objektarten (AOA)	Distanz [m]
Weg (AOA 3102)	2
Weg (AOA 3102) mit Hecken/Knick (AOA 4203) oder Baumreihe (AOA 4202) einseitig	3
Weg (AOA 3102) mit Hecken/Knick (AOA 4203) oder Baumreihe (AOA 4202) beidseitig	5
Straße (AOA 3101)	7
Schienenbahn (AOA 3201)	9
Sonstige AOA	2

Wenn keine der in Tab. 20 genannten Strukturen bis zu einer Entfernung von 20 m vorhanden waren, wurde bei direkter Nachbarschaft zur Raumkulturen (AOA 4109) eine Entfernung von 3 m, in Feldkulturen 1 m in der Expositionsabschätzung angenommen.

3.6.2 Räumlich Beziehungen zu Randstreifen an Gewässern

Bei Abdrift wird die Gefahr eines möglichen Eintrags von PSM in ein Gewässer, insbesondere durch den Abstand des Gewässers zur landwirtschaftlichen Fläche bestimmt (Bach et al. 1994, 1997, Ohliger u. Schulz 2010). Die Differenzierung von Distanzen in einem Bereich von bis zu 10 m zur Böschungsoberkante eines Gewässers ist allein auf Basis des ATKIS Basis-DLM aufgrund des zugrunde liegenden Datenmodells nicht möglich (Abb. 21, rechts). Für eine, über die räumliche Auflösung von ATKIS hinausgehende, Differenzierung des gewässernahen Umfelds, wurde eine eigene Methode zur Ableitung des Gewässerrandbereichs entwickelt. Diese nutzt die geometrische Auflösung von InVeKoS-Geometrien (vgl. Kap. 2.6.4, Links), welche ausschließlich die landwirtschaftliche Bewirtschaftungsfläche abbildet (Inan et al. 2010).

Für die Lagebeschreibung der Gewässer wurden Daten des ATKIS Basis-DLM genutzt. Es wurden linien- und flächenförmige Geometrien der ATKIS-Objektarten 5101 „Strom, Fluß, Bach“, 5102 „Kanal (Schifffahrt)“, 5103 „Graben, Kanal (Wasserwirtschaft)“ und 5112 „Binnensee, Stausee, Teich“ aller Breitenklassen verwendet. Es wurden keine Einschränkungen nach den Objektmerkmalen HYD „Hydrologisches Merkmal“ und OFL „Lage zur Erdoberfläche“ vorgenommen.

Für die Ermittlung der räumlichen Lage der Zielflächen wurden InVeKoS-Geometrien für die Hautnutzungstypen Ackerland und Dauerkultur verwendet. Die Berechnung des nicht-landwirtschaftlich genutzten Gewässerrandstreifens wurde nur für Zielflächen mit einer Entfernung von bis zu 10 m zur BOK vorgenommen. Diese Gewässerabschnitte wurden durch Distanzanalysen im Vektorverfahren (Pufferbreiten 10 m zuzüglich der halben Gewässerbreite) identifiziert. Als Gewässerbreite wurde der Abstand zwischen den beiden BOK verstanden. Diese Distanz wurde aus den attribuierten ATKIS-Gewässerbreitenklassen abgeleitet. Für die Breitenklasse (BRG) 3 wurde eine Distanz von 3 m zwischen den BOK angenommen; für BRG 6 eine Distanz von 6 m und für BRG 12 eine Distanz von 12 m. Entsprechend dieser Annahmen betragen die Pufferdistanzen: 10 m + 1,5 m für BRG 3, 10 m+3 m für BRG 6 und 10 m+6 m für BRG 12. Gewässer ohne Breitenattribut (BRG

9998) wurden als BRG 3 behandelt. Für die selektierten Gewässerabschnitte wurde je Uferseite der nicht-landwirtschaftlich genutzte Gewässerrandstreifen bestimmt. Hierfür wurden die linienförmigen Gewässergeometrien durch Pufferung entsprechend der o.g. Gewässerbreiten in flächenförmige Objekte umgewandelt. Die Kanten der resultierenden schlauchförmigen Flächengeometrien stellten die modellierten BOK dar. Gewässer mit einer Breite > 12 m wurden im ATKIS Basis-DLM als Flächen modelliert, daher war keine Umwandlung erforderlich. Die Kante einer solchen Flächengeometrie wurde hier als Böschungsoberkante- bzw. Uferlinie angenommen.



Abb. 21: Modellierung der Zielfläche nach InVeKoS-Feldblock (links) und nach ATKIS Basis-DLM (rechts), beide im Bezug zur Gewässergeometrie nach ATKIS Basis-DLM (links: blau, rechts: grau)

Ausgehend von den Kanten wurden in einer Distanz von 10 m Entfernungspuffer gebildet und anschließend mit den Feldgeometrien des InVeKoS räumlich überlagert. Für jeden Entfernungspuffer wurde dadurch die betroffene LF ermittelt. Pufferflächen, die nicht von Feldgeometrien des InVeKoS überlagert wurden, gelten hier als nicht-landwirtschaftlich genutzter Gewässerrandstreifen.

Die Analyse aquatischer Refugien geht ebenfalls von Gewässerabschnitten aus. Refugien sind Gewässerabschnitte mit beidseitigen Wald- oder Gehölzflächen. Diese gelten als durch PSM unbelastet und können als Quelle für Wiederbesiedelungsprozesse dienen (Von der Ohe u. Liess 2004, Schriever et al. 2007b). Für deren Identifizierung wurden als Kriterium aufgestellt, dass beidseitig des Gewässers Wald oder Gehölzflächen vorhanden sind.

Um den Einfluss der Segmentlänge, der Distanz zu den einbezogenen Zielflächen sowie des Risikominderungsfaktors durch Wiederbesiedlung (RMF_{aqu}) auf die PEC-Berechnung abzuschätzen, wurden diese Parameter für die Region Bodensee variiert. Zur Untersuchung des Einflusses unterschiedlicher Distanzen zu Zielflächen wurden Varianten mit 25 m, 50 m, 100 m, 150 m Strahlenlänge (s.o.) berechnet. Zur Untersuchung des Einflusses unterschiedlicher Gewässersegmentlängen wurden die Varianten 250 m, 100 m, 50 m, 25 m untersucht. Alle Varianten wurden zudem mit und ohne Berücksichtigung des RMF_{aqu} (s.o.) durchgeführt. Es wurde für alle Gewässersegmente und Eintragsrichtungen die Exposition nach dem in Kap. 3.7 beschriebenen Modell mit 500 Läufen pro Richtungsstrahl berechnet. Die PEC-Verteilung wurde aus den Median-Konzentrationen je Eintragsrichtung aller Gewässersegmente im Untersuchungsgebiet Bodensee bei Applikation in 3 m und 10 m Entfernung zum Gewässer berechnet. Zur Vergleichbarkeit wurden andere Parameter konstant gehalten. Die Berechnungen erfolgten ausschließlich für Gewässer der AOA 5101. Es wurde für diese Analysen die Anwendung eines generischen Wirkstoffs angenommen, der mit einer Aufwandmenge von 1000 g/ha appliziert wird. Es wurden Anwendungsbestimmungen angenommen, die einen Abstand von 3 m bzw. 10 m vorsehen. Der Einsatz von abdriftmindernder

Technik wurde nicht angenommen. Weitere Parameter für die Berechnungen sind in Tab. 21 dargestellt.

Tab. 21 Szenario und Parameter zur Abschätzung des Einflusses der Segmentlänge und der Distanz zu den einbezogenen Zielflächen für die aquatische Expositionsabschätzung

Expositionsrelevanter Parameter	Ausprägung
Abstand zur Applikationsfläche	Georeferenziert auf Grundlage von Analysen des ATKIS Basis-DLM 3 m bis 150 m (Raumkultur), vgl. Kap. 3.6
Gewässertyp	Strom, Fluss, Bach nach des ATKIS Basis-DLM (AOA5101), vgl. Kap. 3.5.4
Wasserspiegelsbreite	Breitenverteilung auf Grundlage von Messwerten (n=387), für die Breitenklasse bis 3 m, vgl. Kap. 3.5.6
Wassertiefe	Tiefenverteilung abhängig vom Gewässertyp und der Gewässerbreite, vgl. Kap. 3.5.6
Gewässerprofil	Natürliches Gewässer (U-Profil), vgl. Kap. 3.5.6
Abdrift	Stochastische Simulation, vgl. Kap. 3.7
Windrichtung	Gleichverteilung der Windrichtung/Eintragsrichtung
Abdriftmindernde Vegetation im Gewässerumfeld	Hecken, Gehölz, etc. auf Grundlage des ATKIS Basis-DLM, Kap. 3.5.5

3.6.3 Räumlich Beziehungen zu aquatischen Refugien

Um die Möglichkeit der Wiedererholung und Wiederbesiedlung exponierter Gewässerabschnitte zu berücksichtigen, wurden in dieser Arbeit die Habitatstrukturen und deren räumliche Verteilung entlang der Gewässerabschnitte analysiert (vgl. Kap. 2.3.3). Als aquatische Refugien wurden nicht-exponierte Gewässerabschnitte erachtet, die mit exponierten Abschnitten in räumlicher Beziehung stehen. Als Bezugseinheit für die Analysen und die Bewertung wurde ein regelmäßiges Hexagon-Gitter von 1 km² gewählt. Innerhalb der Hexagone wurden solche Abschnitte identifiziert, die beidseitig mit Wald- oder Gehölzflächen bestanden sind. Diese können als durch PSM unbelastet gelten und als Quelle für Wiederbesiedlungsprozesse dienen (Von der Ohe u. Liess 2004, Schriever et al. 2007b). Als weitere Nutzungen, die Refugialabschnitte charakterisieren, wurden die ATKIS-Objektarten Streuobstwiese, Moor, Sumpf und Heide angesehen. Wege und Straßen entlang solcher Abschnitte wurde nicht als Einschränkung der Refugialfunktion angesehen.

Anders als in der Risikobewertung terrestrischer Nichtzielflächen (s.u.) gibt es für die der aquatischen Organismen keine etablierten Minderungsfaktoren bei ausreichendem Anteil aquatischer Refugien. In dieser Arbeit wurde daher hierfür ein aquatischer Refugien-Index RI_{aqu} eingeführt. Dieser berechnet sich aus dem Quotient der Summe der Gewässerlängen, die als Refugien gelten können (beidseitig Wald- oder Gehölzflächen) und der Summe der Gewässerlängen, die an Zielflächen angrenzen (Gleichung 7) bezogen auf die Raumeinheit von Flussgebieten.

$$RI_{\text{aqu}} = \frac{\sum \text{Gewässerlänge Refugien}}{\sum \text{Gewässerlänge an Zielflächen}} \quad \text{Gleichung 7}$$

Es wurde darüber hinaus die Festlegung getroffen, dass ein ausreichender Anteil aquatischer Refugien vorhanden ist, wenn $RI_{\text{aqu}} \geq 0,5$. Das bedeutet, dass in der Raumeinheit von 1 km² mindestens 50 % Refugien im Verhältnis zur Gewässerlänge an Zielflächen vorhanden sind. In diesem Fall wird ein Risikominderungsfaktor von $RMF_{\text{aqu}} = 0,5$ angenommen. Dieser wird bei der Risikomodellierung für

alle Nichtzielflächen der Raumeinheit berücksichtigt (vgl. 3.9). Die Methode zur räumlichen Identifizierung der Refugien wird in Kap. 3.6 dargestellt.

3.6.4 Räumlich Beziehungen zu terrestrischen Nichtzielflächen

Für die Expositions- und Risikoabschätzung terrestrischer Nichtzielflächen wurde angenommen, dass sich immer eine linien- oder flächenhafte Kleinstruktur als terrestrischer Nichtzielflächen am Rande der Zielfläche befindet. Diese stellt den Übergang zur angrenzenden Nutzung (Straßen und Wege, Wald, Grünland, Siedlungsflächen, etc.) dar. Linienhafte Kleinstrukturen werden auch als Saumstrukturen oder Saumbiotop bezeichnet (Kühne et al. 2000a). Als flächigen Kleinstrukturen gelten insbesondere kleinere Wälder, Gehölzflächen, Kleingewässer, kleinere Wald- und Grünlandflächen (<1 ha). Als linienhafte Kleinstrukturen gelten Waldränder, Hecken, Feld-, Wiesen- und Wegraine, Straßensäume, Uferränder an Bächen und Gräben, etc.. Nach Bastian Schreiber (1999) sind linienhafte Kleinstrukturen durch einen raschen Wechsel von Umwelt- bzw. Standortbedingungen auf engem Raum im Übergangsbereich zweier benachbarter Ökosysteme charakterisiert. Vor diesem Hintergrund kommt der Ableitung der angrenzenden Nutzungen eines Ökoton eine wichtige Rolle zu, da dadurch eine differenzierte Bewertung, z.B. hinsichtlich der Expositionssituation, ermöglicht wird. Beispielsweise unterscheidet sich die Expositionssituation einer Hecke, die beidseitig ackerbaulich genutzt wird, von der, mit einseitiger ackerbaulicher Nutzung. Befindet sich ein Weg zwischen Hecke und Zielfläche, wirkt dies durch eine Vergrößerung der Distanz mindernd auf die Expositionssituation der Hecke und der dort lebenden Organismen.

In zahlreichen Arbeiten wurden Daten des ATKIS Basis-DLM verwendet, um Kleinstrukturen, welche Nichtzielflächen und Refugien im Agrarraum darstellen können, abzuleiten (Kühne et al. 1999, 2000, Gutsche u. Enzian 2002, Golla et al. 2002, Golla et al. 2003, Enzian u. Gutsche 2004). Flächige (z.B. Gehölzflächen) oder punktförmigen Kleinstrukturen sind bereits als Objektart im Basis-DLM enthalten. Linienhafte Kleinstrukturen ergeben sich erst durch die Analyse der Nachbarschaftsbeziehung. Dem liegt das Konzept der Ökotope zugrunde.

Linienhaften Kleinstrukturen können nur aus dem ATKIS Basis-DLM abgeleitet werden, wenn diese als eigene Objektart (Gewässer, Hecken, Baumreihen, etc.) enthalten sind (vgl. 2.6.4). Die Bestimmung der angrenzenden Nutzungen dieser Ökotope kann jedoch nicht unmittelbar aus dem ATKIS Basis-DLM abgeleitet werden. Hier muss die Nachbarschaftsbeziehung durch räumliche Operationen hergestellt werden. Geometrisch werden die terrestrischen Nichtzielflächen und Refugien durch eine gemeinsame Grenzlinie der Landwirtschaftsfläche (Ackerland, Sonderkultur) mit einer weiteren Landnutzung definiert. Diese kann durch unterschiedliche Komplexität gekennzeichnet sein. Gutsche u. Enzian (2002) unterscheiden zwischen den drei Nachbarschaftstypen:

- Direkte Nachbarschaft zwischen Flächen
- Durch Wege unterbrochene indirekte Nachbarschaft zwischen Flächen
- Nachbarschaft von Flächen zu Linienobjekten (außer Wegen)

Diesen Typen sind insgesamt 18 Nachbarschaftsarten von Nichtzielflächen, die aus dem ATKIS Basis-DLM ableitbar sind, zugeordnet (ebd.). In dieser Arbeit wurde das Konzept der Nachbarschaftstypen weiterentwickelt. Für die Definition der terrestrischen Nichtzielflächen wurden weiterhin Nachbarschaften mit gemeinsamer Grenzlinie zu Landwirtschaftsflächen identifiziert. Als Erweiterung zu Gutsche u. Enzian (2002) wurden, für eine möglichst umfassende Berücksichtigung von Refugien, darüber hinaus auch alle weiteren Nachbarschaftsarten in bis zu 500 m Entfernung zu Landwirtschaftsflächen identifiziert.

Dem entsprechend unterscheiden sich die Definitionen der Nachbarschaftstypen (NB-Typ) in dieser Arbeit von denen in Gutsche u. Enzian (2002) getroffenen. Hier bezeichnet der NB-Typ 1 die direkte Nachbarschaft von Flächenobjekten, bspw. Ackerfläche und Wald (Abb. 22). Diese räumliche Beziehungen lassen sich mit räumlichen Überlagerungsoperationen bspw. in ArcGIS mit der

Operation *Verschneiden* (Identity, ESRI, 2017), herstellen. Hierfür wurden die Polygon-Objekte mit den in Linien-Objekte umgewandelten Polygon-Objekten überlagert.

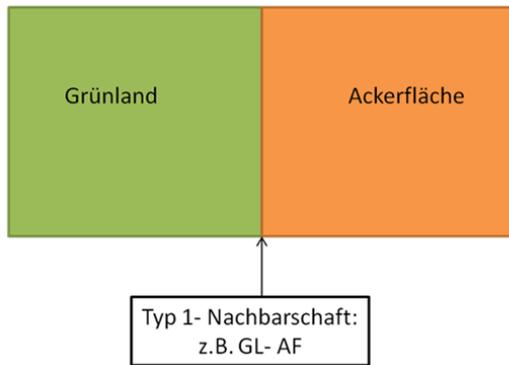


Abb. 22 Beispiel für den Nachbarschaftstyp 1. Dieser bezeichnet die direkte Nachbarschaft zweier Flächenobjekte (GL=Grünland; AF=Ackerfläche) (Golla u. Ernsing 2016)

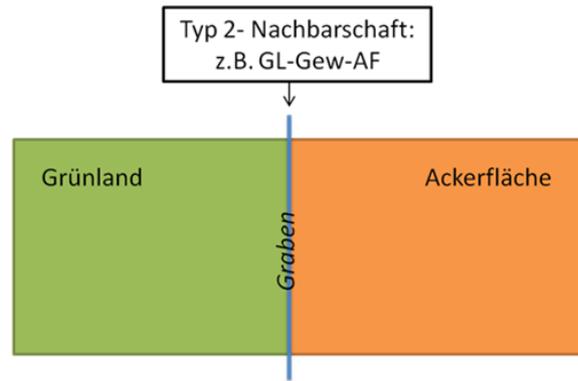


Abb. 23 Beispiel für den Nachbarschaftstyp 2. Dieser bezeichnet die Nachbarschaft zweier Flächenobjekte mit einem dazwischen liegenden ATKIS-Linienobjekt (GL=Grünland; Gew=Gewässer; AF=Ackerfläche) (Golla u. Ernsing 2016)

Der NB-Typ 2 wird durch die Nachbarschaft zweier Flächenobjekte definiert, deren Grenze durch ein linienförmiges überlagerndes ATKIS Objekt, bspw. der AOA Hecke, definiert ist (Abb. 23). Diese räumlichen Beziehungen lassen sich analog zu NB-Typ 1 herstellen.

Der NB-Typ 3 beschreibt komplexe Nachbarschaften, die aus mehr als einem linienförmigen ATKIS Objekt bestehen und bei denen mehr als zwei Flächenobjekte beteiligt sein können (Abb. 24). Dieser Typ lässt sich nicht durch bestehende topologische Beziehung und Überlagerungsoperationen analysieren. Für NB-Typ 3 wurde daher eine Prozedur unter Verwendung der Softwarepakete ArcGIS, FME, Oracle entwickelt und in einer Prozesskette mit Python implementiert (vgl. Anhang, Abb. 71). Die Expositionssituation der Nichtzielflächenarten steigt mit der Anzahl benachbarter Zielflächen. Arten mit beidseitigen Zielflächen haben eine höhere Expositionswahrscheinlichkeit, als Arten mit nur einer Zielfläche.

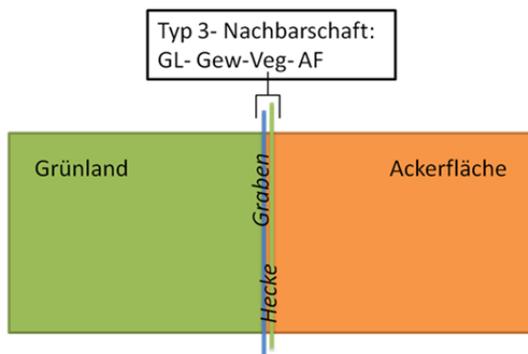


Abb. 24 Beispiel für den Nachbarschaftstyp 3. Dieser bezeichnet die Nachbarschaft zweier Flächenobjekte mit zwei oder mehr dazwischen liegenden ATKIS-Linienobjekten. (GL=Grünland; AF=Ackerfläche) (Golla u. Ernsing 2016)

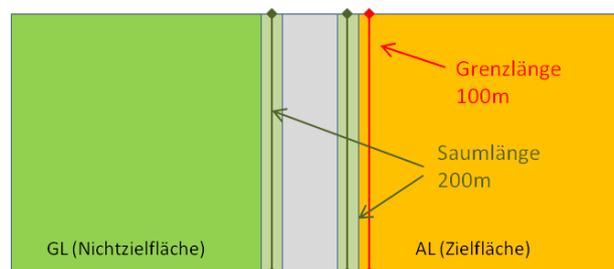


Abb. 25 Vergleich der Grenzlänge zu einer Zielflächen mit der Gesamtlänge der Säume eines Nachbarschaftstyps, beispielhaft für den NB-Typ 2: Die Länge der Grenzlinie beträgt 100 m, die Saumlänge 200 m (eigene Darstellung)

Das Verfahren entwickelte die Methode von Gutsche u. Enzian (2002) weiter, indem zunächst alle Nachbarschaften auf Objektebene identifiziert, bewertet und gespeichert werden. Dadurch war es möglich, die konkreten Nachbarschaften einer Zielfläche abzufragen. Die Analyse der Nachbarschaftstypen wurde in einer Python-Prozedur umgesetzt (vgl. Anhang, Abb. 71). Das Ergebnis

der Analysen wurde für die Ableitung aquatischer und terrestrischer Refugien verwendet (vgl. Kap. 3.5.4).

Bei der Bilanzierung der Nichtzielflächen wurde ausgehend von den Zielflächen (Ackerland, Gartenland, Sonderkultur) die Länge der jeweiligen Grenzlinie ermittelt. Da die Nachbarschaftstypen 2 und 3 nicht nur aus einem Saum bestehen (z.B. beidseitige Überböschung von Gewässern, beidseitiger Straßen- oder Wegsäume) kann die Gesamtlänge der exponierten Säume größer sein, als die Grenzlinie zwischen Zielfläche und Nichtzielfläche (Kühne et al. 2000a). Befinden sich auf beiden Seiten einer Nichtzielfläche Zielflächen, ist die Länge der exponierten Säume gleich der Länge der Grenzlinie von Ziel- zu Nichtzielfläche. Nach Gutsche u. Enzian (2002) kann davon ausgegangen werden, dass mit zunehmender Komplexität der Ökotope, ausgedrückt durch die Anzahl ATKIS-Linienobjekten zwischen zwei Flächenobjekten, die Breite der Nichtzielfläche zunimmt. Diese wird in der Expositions- und Risikobewertung berücksichtigt, indem die Deposition der Abdrift von Zielfläche über die Breite der Nichtzielfläche integriert wird (3.5.6)

3.6.5 Räumlich Beziehungen zu terrestrischen Refugien

Zum Schutz der Organismen in Nichtzielflächen und dem Schutz der biologischen Vielfalt ist ein Mindestmaß an Refugien in räumlicher Beziehung zu Zielflächen notwendig (SRU 1985). Aus Refugien heraus können Nichtzielflächen und Zielflächen wiederbesiedelt werden und anderen ökologischen Ausgleichsprozessen gefördert werden sowie negative Effekte von PSM-Anwendungen kompensiert werden (Kühne et al. 2000a, Freier et al. 2001, Kühne et al. 2002, Bengtsson et al. 2005, Tschardtke et al. 2005, Tschardtke 2010, Tschardtke et al. 2012). Als Refugien für terrestrische Organismen gelten im Zusammenhang mit der PSM-Abdrift insbesondere Habitate, die nicht von PSM Exposition beeinflusst sind. Dies sind linien- und flächenhafte Kleinstrukturen, die von PSM-Abdrift als weitestgehend unbeeinflusst gelten können und sich in einer maximalen Entfernung von bis zu 500 m zur Zielfläche befinden (Kühne et al. 2000a, Gutsche u. Enzian 2002).

Um diese Kompensationseffekte in der Risikobewertung zu berücksichtigen, wurden die direkt an die Zielfläche angrenzenden terrestrischen Nichtzielflächen, wie auch weiter entfernte Refugien aus dem ATKIS-Basis-DLM abgeleitet (vgl. Kap. 3.6). Deren Gesamtfläche wurde in das Verhältnis der Gesamtzielfläche gesetzt und stellt den Anteil Refugien bezogen auf die Zielflächen als Refugien-Index RI_{terr} dar (Gleichung 8). Die Berechnung eines RI_{terr} orientierte sich an der Formel des Biotopindex nach Gutsche u. Enzian (2002). Anders als in Gutsche u. Enzian (2002) ist die Gesamtfläche der Refugien (dort Biotopfläche) nicht im Divisor enthalten.

$$RI_{terr} = \frac{\text{Summe Fläche Refugien}}{\text{Summe Fläche Zielflächen}} \quad \text{Gleichung 8}$$

Als Bezugsraum der Analysen wurden regelmäßige Hexagone von 1 km² gewählt. Während flächenförmige Refugien in dieser Arbeit nach dem in Gutsche u. Enzian (2002) beschriebenen Verfahren abgeleitet wurden, wurde für linienförmige Refugien, die sich zwischen zwei flächenförmigen Nutzungen befinden eine neue Methode der Nachbarschaftsanalyse entwickelt und angewandt (vgl. hierzu Kap. 3.6.4). Mit dieser Methode konnten vielfältige Nachbarschaften von Ziel- und Nichtzielflächen sowie Refugien aus dem ATKIS-Basis-DLM abgeleitet werden.

Anders als im Risikomanagement aquatischer Organismen (s.o.) sind für terrestrische Organismen Risikominderungsfaktoren (RMF) etabliert, die bei ausreichendem Anteil aquatischer Refugien angenommen werden. Die RMF lassen sich aus den Anwendungsbestimmungen (AWB) NT 107-109 zum Schutz Saumstrukturen kulturspezifischen abgeleitet (Tab. 22).

Tab. 22 Angenommene Risikominderung durch ausreichenden Anteil terrestrischer Refugien

RMF Feldbau	RMF Obst früh	RMF Obst spät	RMF Wein	RMF Hopfen
0,21	0,68	0,53	0,45	0,60

RMF= Risikominderungsfaktoren

In diesen AWB ist festgelegt, dass der Abstand zu Nichtzielflächen reduziert werden kann, wenn sich in einer Gemeinde ausreichend Refugien befinden. Als Referenz hierfür gilt das Verzeichnis regionalisierter Kleinstrukturanteile (BVL 2010).

Es wurde die Festlegung getroffen, dass ein ausreichender Anteil terrestrischer Refugien vorhanden ist, wenn $RI_{\text{terr}} \geq 0,05$. In diesem Fall wird ein Risikominderungsfaktor von $RMF_{\text{terr}} = 0,5$ angenommen, der bei der Risikomodellierung für alle Nichtzielflächen der Raumeinheit berücksichtigt wird (vgl. 3.9). Die Methode zur räumlichen Identifizierung der Refugien wird in Kap. 3.6 dargestellt.

Die Längen potentieller linienförmiger Refugien (Kap. 3.6.4) wurde für 1 km² Hexagone summiert. Es wurde eine mittlere Breite für die quantitativ bedeutsamsten Nachbarschaftsarten auf Grundlage der Gelände-, Luftbildaufnahmen sowie GIS-Analysen zugeordnet (Kap. 4.7.5, Tab. 51). Für flächenförmig modellierte Refugien (Polygone) wurde die Fläche direkt aus dem Objekt abgeleitet.

Nicht für alle Nachbarschaftsarten konnten mittlere Breiten auf Grundlage der Erhebungen bzw. Analysen zugewiesen werden. In diesen Fällen wurde eine minimale Breite zugewiesen, die den Nachbarschaftstyp und der Anzahl beteiligter Linienelemente berücksichtigte (Tab. 65).

3.7 Modellierung der Abdrift

Ziel dieses Arbeitsschrittes war es, realistische Abdriftwerte für beliebige Entfernungen zu simulieren. Für die Modellierung lagen Messdaten der Abdriftversuchen von Ganzelmeier et al. (1995) und Rautmann et al. (2001) aus dem Feldbau, Wein-, Hopfen- und Obstbau vor. Die Daten umfassen Messungen aus den Jahren 1996 bis 1999. Für den Feldbau wurde auf die Einbeziehung von 16 Abdriftversuchen aus dem Jahr 1990 (Ganzelmeier et al. 1995) zugunsten einheitlicherer Erfassungs- und Auswertungsbedingungen (hinsichtlich Messwiederholung, Messabstand, Objektträger, Analyseverfahren) verzichtet. Der Datensatz der neueren Versuche im Feldbau (Rautmann et al. 2001) umfasste 42 Messungen und beinhaltet 260 Messwerte für die Messabstände 1 m und 3 m, für alle weiteren Messabstände 420 Werte. Die Abdrift-Modellierung erfolgte getrennt nach Kulturtypen. Nachfolgend wird exemplarisch die Vorgehensweise für den Feldbau vorgestellt.

Um Abdrift realistisch für beliebige Entfernungen (bis zu 150 m für Wein-, Hopfen- und Obstbau und bis zu 75 m für Feldfrüchte) zu modellieren, wurde Polynom-Funktionen an die Messdatensätze angepasst. Es wurden zunächst die Mittelwerte je Messabstand und Versuch ermittelt. Diese folgen einer Lognormal Verteilung (Abb. 47). Für jeden Versuch und Messabstand x wurde der Logarithmus der Versuchsmittelwerte gebildet. Nur bei einem Feldbau-Versuch am Messabstand von 50 m wurde für alle Einzelmessungen ein Abdriftsediment von Null gemessen. Da der Logarithmus von Null nicht definiert ist, wurde für die Berechnungen der Mittelwert des Versuchs bei der Messentfernung von 50 m auf 0,001 % gesetzt. Die ermittelten Funktionen berechneten einen realistischen Anteil verdrifteten PSM einer PSM-Anwendung auf einer konkreten Zielfläche.

Für den Fall, dass eine Nichtzielfläche mit mehr als einem Wirkstoff aus einer Applikation exponiert wurde (Tankmischung, PSM-Formulierung mit mehr als einem Wirkstoff), erfolgte die PEC Berechnung mit dem gleichen simulierten Abdriftwert. Nur bei der Abdrift aus unterschiedlichen Zielflächen wurde ein weiterer Abdriftwert simuliert, da dies ein unabhängiges Ereignis darstellt. Die Entfernung zwischen Nichtzielfläche und Gewässerabschnitten in Windrichtung (WR_j) stammt aus GIS-Analysen (vgl. Kap. 3.6.1). Für terrestrische Nichtzielflächen, die unmittelbar an die Zielfläche angrenzen, wurde eine Entfernung von 1 m ($y = 1 [m]$) im Feldbau und von 3 m ($y = 3 [m]$) in Wein-, Hopfen- und Obstbau angenommen.

3.8 Modellierung der Umweltkonzentration

In dieser Arbeit wurde die Umweltkonzentration im Gewässer und im Saum als Initialkonzentration berechnet. Damit wird die Konzentration vor dem Einsetzen weiterer Prozesse (z.B. Abbau, Verlagerung) bezeichnet. $PEC_{Nzf(AI(i),t)}$ beschreibt die durch PSM-Abdrift für ein terrestrisches oder aquatisches Nichtzielflächensegment entstehende Umweltkonzentration, die an einem Tag (t) durch

die Applikationsrate AR [kg ha^{-1}] eines Wirkstoffs $AI(i)$, aus den zur Exposition beitragenden Zielflächen (Zf) und entsprechend der Dimension D der Nichtzielfläche (vgl. 3.5.6) verursacht wird (Gleichung 9). Bei der Berechnung werden expositions-mindernde Faktoren F (z.B. AWB, vgl. Kap. 3.5.2.3) berücksichtigt. Wurde eine Nichtzielfläche zum gleichen Tag mit dem gleichen Wirkstoff aus unterschiedlichen Zielflächen exponiert, wurde die Umweltkonzentration addiert (Gleichung 10).

$$PEC_{Nzf(AI,t)} = AR \times \overline{drift} \times D \times F \quad \text{Gleichung 9}$$

$$PEC_{Nzf(AI,t)} = \sum_{i=1}^n PEC_{Nzf(AI,Zf,t)} \quad \text{Gleichung 10}$$

Die PEC für den aquatischen Nichtzielflächentyp Graben $PEC_{aquNzf_G(AI,t)}$ (AOA 5103, Trapez-Profil vgl. Kap. 0) wird nach Gleichung 11 berechnet.

$$PEC_{aquNzf_G(AI,t)} = AR \times \overline{drift} \times \frac{d}{w \times d - d^2} \times F_{lin_red} \times F_{AWB} \quad \text{Gleichung 11}$$

Natürliche Gewässer (AOA 5101) unterscheiden sich zu Gräben aufgrund unterschiedlicher Querschnitte (U-Profil vgl. Kap. 0) und des sich daraus ergebenden Wasservolumens. Die PEC für diesen aquatischen Nichtzielflächentyp $PEC_{aquNzf_F(AI,t)}$ wurde nach Gleichung 12 berechnet.

$$PEC_{aquNzf_F(AI,t)} = AR \times \overline{drift} \times \frac{d}{w \times d - d^2 \times 0,4929} \times F_{lin_red} \times F_{AWB} \quad \text{Gleichung 12}$$

Es wurde jeweils ein simulierter und über die Breite des Gewässers integrierter Abdriftwert \overline{drift} , als Anteil der Applikationsrate, die durch Abdrift ins Gewässer gelangt, mit der Applikationsrate eines Wirkstoffs (AR , [kg ha^{-1}]), dem Volumen des Wasserkörpers und verschiedenen expositionsrelevanten Parametern multipliziert.

Die PEC für terrestrische Nichtzielflächen $PEC_{terrNzf(AI,t)}$ [g ha^{-1}] wurde nach Gleichung 13 berechnet. Hier wird analog zur Aquatik ein simulierter und über die Breite der Nichtzielfläche integrierter Abdriftwert \overline{drift} , als Anteil der Applikationsrate, die durch Abdrift auf die Oberfläche einer terrestrischen Nichtzielfläche gelangt, mit der Applikationsrate eines Wirkstoffs (AR , [kg ha^{-1}]) und dem Risikominderungspotential der Anwendungsbestimmung (vgl. 3.5.2.3) multipliziert.

$$PEC_{terrNzf(AI,t)} = AR \times \overline{drift} \times F_{AWB} \quad \text{Gleichung 13}$$

$PEC_{aquNzf(AI,t)}$	Exposition des Oberflächengewässers	[$\mu\text{g l}^{-1}$]
$PEC_{terrNzf(AI,t)}$	Exposition der terrestrischen Nichtzielfläche	[g ha^{-1}]
AR	Applikationsrate des Wirkstoffs (vgl. Kap. 3.5.2.3)	[kg ha^{-1}]
\overline{drift}	Anteil der Applikationsrate die durch Abdrift auf die Oberfläche der Nichtzielfläche gelangt (vgl. Kap. 3.5.6 und 3.6.1)	[-]
d	Wassertiefe (vgl. Kap. 3.5.6)	[m]
w_{aqu}	Wasserspiegelbreite (vgl. Kap. 3.5.6)	[m]
f_{lin_red}	Faktor der die Reduktion der Abdrift durch Hecken oder Gehölze beschreibt (vgl. Kap. 3.5.2.3)	[-]
f_{AWB}	Faktor der das Risikominderungspotential einer PSM AWB berücksichtigt (vgl. Kap. 3.5.2.3)	[-]

Bei der PEC -Berechnung für Oberflächengewässers, berücksichtigt der Reduktionsfaktor f_{lin_red} das Vorhandensein abdriftmindernder Strukturen (Hecken, Baumreihen) zwischen Ziel- und Nichtzielfläche (Gewässerabschnitt). Diese Information ist als Ergebnis der Nachbarschaftsanalyse (vgl. Kap. 3.6) für alle acht möglichen Eintragsrichtungen bekannt. Sind keine Strukturen zwischen Gewässer und Zielfläche vorhanden, dann gilt $f_{lin_red} = 1$. Sind Strukturen vorhanden, dann erhält f_{lin_red}

einen Wert entsprechend der Struktur und des Tags im Jahr, um die die Reduktion durch den Zustand der Belaubung abzubilden (vgl. Abb. 17).

Zur Untersuchung der Sensitivität einzelner Parameter auf die berechneten Umweltkonzentrationen wurde für einzelne Kulturen und Gebiete Berechnung nach den oben genannten Gleichungen vorgenommen (vgl. Kap. 4.7.1). Hierfür wurden die Berechnungen nur für eine Applikation mit einer angenommenen Wirkstoffaufwandmenge von 1000 g/ha und einen Mindestabstand zum Gewässer von 3 m durchgeführt. Durch diese Begrenzung war es rechentechnisch möglich, die o.g. Gleichung mehrfach mit zufälligen Werten für ausgewählte verteilungsbasierte Parameter zu berechnen.

Für den Obstbau wurden exemplarisch in der Region Bodensee (R1, vgl. Abb. 10) 7 Szenarien der PEC-Berechnung mit variierenden Parametern durchgeführt. Die Region umfasst eine Grundgesamtheit von ca. 20 100 Gewässerabschnitten. Für den Feldbau wurde, auf Grundlage der Kulturverteilung (Kap. 3.5.2.2), die PEC-Berechnungen deutschlandweit separat für ausgewählte Feldkulturen vorgenommen, um den Einfluss der Kulturverteilung auf das Ergebnis zu untersuchen.

Variante 1 stellt die deterministische Vorgehensweise der PEC-Berechnung dar, d.h. es wurden keine georeferenzierten Parameter einbezogen. Für die Berechnung wurde ein stehendes Gewässer von 1 m Breite, 0,3 m Tiefe mit Kastenprofil angenommen. Die Konzentration für dieses Gewässer wurde nach der Abdrift-Funktion „Obst, frühes Stadium“ (FOCUS 2001) für einem Abstand zwischen Applikationsfläche und Gewässer von 3 m berechnet.

Tab. 23 Parameter und Ergebnisse der Expositionsabschätzung für die deterministischen Berechnungsvarianten bei einem Abstand von Applikationsfläche zum Gewässer von 3 m

Parameter	Varianten der Berechnung	
	1	2
	Einzelrechnung	
Abstand zur Applikationsfläche	3 m (Raumkultur)	3 m bis 150 m (Raumkultur)
Gewässertyp	Stehend	Stehend (OA 5103) Fließend (OA 5101)
Wasserspiegelbreite	1 m	1 m (BRG 3); 3 m (BRG 6) 6 m (BRG 12)
Wassertiefe	0,3 m	0,3 m (BRG 3); 0,5 m (BRG 6); 0,7 m (BRG 12)
Gewässerprofil	Kasten	Kasten/U-Profil/Trapez
Deposition	90. Perzentil der Abdrift-Funktion „Obst, frühes Stadium“ (FOCUS 2001)	Wie 1
Verdünnungsfaktor	---	0,1 (OA 5101) 1,0 (OA 5103)
Windrichtung	---	Berechnungen je Himmelsrichtung
Abdriftmindernde Vegetation im Gewässerumfeld	---	1,0 (keine Reduktion); 0,9 (OA 4202); 0,5 (OA 4203); 0,25 (OA 4107 u. 4108)
Abdriftmindernde Vegetation am Gewässer	---	---

In Variante 2 wurden die Auswirkungen verschiedener Gewässerprofile (Kasten-, Trapez-, U-Profil) auf das Ergebnis untersucht. Für jeden betrachteten Gewässerabschnitt wurde für eine zuvor festgelegte Himmelsrichtung (West, 270°) unter Einbeziehung der folgenden georeferenzierten Parameter eine Wirkstoffkonzentration berechnet:

- Georeferenzierter Abstand zwischen Applikationsfläche und Gewässer (Kap. 3.6);
- Georeferenzierte Gewässertyp (Kap. 3.5.4);
- Wasserspiegelbreite in Abhängigkeit der georeferenzierten Breitenklasse (Kap. 3.5.6);

- Gewässertiefe als Einzelwert in Abhängigkeit der Wasserspiegelbreite (Kap. 3.5.6);
- Abdrift in Abhängigkeit des georeferenzierten Abstands nach Abdrift-Funktion „Obst, frühes Stadium“ (FOCUS 2001) (vgl. Variante 1), Verdünnung als Einzelwerte in Abhängigkeit des georeferenzierten Gewässertyps;
- Georeferenzierte Informationen zu abdriftmindernder Vegetation zwischen Gewässer und Applikationsfläche (vgl. Kap. 3.5.5).

Tab. 24 Parameter und Ergebnisse der Expositionsabschätzung für die probabilistischen Berechnungsvarianten bei einem Abstand von Applikationsfläche zum Gewässer von 3 m

Parameter	Szenarien der Berechnung				
	3	4	5	6	7
	Monte-Carlo Simulation (n = 5000)				
Abstand zur Applikationsfläche	Wie 2	Wie 2	Wie 2	Wie 2	Wie 2
Gewässertyp	Wie 2	Wie 2	Wie 2	Wie 2	Wie 2
Wasserspiegelbreite	Wie 2	Wie 2	Verteilungen je Breitenklassen	Wie 5	Wie 5
Wassertiefe	Wie 2	Wie 2	Verteilung in Abhängigkeit der Wasserspiegelbreite	Wie 5	Wie 5
Gewässerprofil	Trapez (OA 5103) U-Profil (OA 5101)	Wie 3	Wie 3	Wie 3	Wie 3
Deposition	Wie 1	Funktion auf Basis der Mittelwerte	Wie 4	Verteilung auf Basis der Messwertverteilung	Wie 6
Verdünnungsfaktor	Wie 2	Wie 2	Wie 2	Wie 2	Wie 2
Windrichtung	Gleichverteilung	Wie 3	Wie 3	Wie 3	Wie 3
Abdriftmindernde Vegetation im Gewässerumfeld	Wie 2	Wie 2	Wie 2	Wie 1 (ohne Reduktion)	Wie 2 (mit Reduktion)
Abdriftmindernde Vegetation am Gewässer	---	---	---	---	---

In **Variante 3** wurden georeferenzierte Parameter (wie Variante 2) durch Monte-Carlo-Simulation in Simulationsläufen mehrfach mit einer zufällig bestimmten Windrichtung kombiniert. Die Windrichtung geht als Gleichverteilung von 8 Himmelsrichtungen in die Berechnungen ein. Anders als in Variante 2 wird das Gewässerprofil in Abhängigkeit vom Gewässertyp bestimmt (vgl. Kap. 3.5.6).

Variante 4 stellt den Einfluss der Driftfunktion auf das Ergebnis dar. Die Abdrift geht als Funktion nach Kap. 3.7 in die Berechnungen ein. Die Parameter Windrichtung und Gewässerprofil werden wie in Variante 3, die übrigen Parameter wie in Variante 2 berücksichtigt.

In **Variante 5** gehen Gewässertiefe und –breite nicht als konservative Einzelwerte, sondern als Verteilung in die Berechnungen ein (vgl. Kap. 3.5.6). Die Abdrift und übrige Parameter werden wie in Variante 4 einbezogen.

Variante 6 bezieht die Abdrift als Funktion auf der Basis der Messwertverteilung in die Berechnungen ein (vgl. Kap. 3.7) Für jede Entfernungsklasse wird die Abdrift zufällig aus der die Messwertverteilung beschreibenden Funktion ermittelt. Die Abdriftminderung durch Landschaftselemente zwischen Gewässer und Applikationsfläche wird hier nicht berücksichtigt. Die übrigen Parameter werden wie in Variante 5 einbezogen.

In **Variante 7** wurde der Einfluss des Parameters „Abdriftmindernde Vegetation im Gewässerumfeld“ (vgl. Kap. 3.5.5) analysiert. Alle weiteren Parameter wurden wie in Variante 6 berücksichtigt.

3.9 Bewertung der Exposition als biologisches Risiko

Das sich für eine Nichtzielfläche Nzf ergebende biologische Risiko wurde als sogenannter ETR -Wert ausgedrückt. Dies ist der Quotient aus Exposition und Toxizität (Barrett et al. 1994) und als Vorgehensweise in der Risikobewertung verbreitet (Padovani et al. 2004, Gutsche u. Strassemeyer 2007b, Trevisan et al. 2009). Die Toxizität Tox , zu der die Exposition eines bestimmten Wirkstoffs $AI(i)$ ins Verhältnis gesetzt wird, sind die letalen Grenzwerte LC_{50} und LD_{50} für die gewählten Indikatororganismen Io (Gleichung 14). Es wurden stellvertretend für Organismen aquatischer (aqu) Nichtzielflächen *Daphnia magna* ($LC_{50(da)}$, Gleichung 15) und *Apis mellifera* (ap) ($LD_{50(ap)}$, Gleichung 16) für terrestrische ($terr$) Nichtzielflächen (vgl. Kap. 3.5.2.3) gewählt.

$$ETR_{Nzf(AI,t)} = \frac{PEC_{Nzf(AI,t)}}{Tox_{Io}} \quad \text{Gleichung 14}$$

$$ETR_{aqu(AI,t)} = \frac{PEC_{aNzf}}{LC_{50(da)}} \quad \text{Gleichung 15}$$

$$ETR_{terr(AI,t)} = \frac{PEC_{tNzf}}{LD_{50(ap)}} \quad \text{Gleichung 16}$$

Das akute Risiko für Nichtzielorganismen, welches durch die Exposition eines oder mehrere Wirkstoffe von einer oder mehreren Zielflächen an einem Tag entsteht, ergab sich aus der Summe der wirkstoffspezifischen ETR -Werte multipliziert mit einem Faktor RMF_{aqu} bzw. RMF_{terr} (vgl. 3.5.4), der das Potential für die Wiederbesiedlung aus Refugien berücksichtigt (vgl. Gleichung 17 u. Gleichung 18).

$$ETR_{aqu(t)} = \left(\sum_{1 \leq i \leq n} ETR_{aqu(t,AI_i)} \right) \times RMF_{aqu} \quad \text{Gleichung 17}$$

$$ETR_{terr(t)} = \left(\sum_{1 \leq i \leq n} ETR_{terr(t,AI_i)} \right) \times RMF_{terr} \quad \text{Gleichung 18}$$

Zur Identifizierung von Hot-Spots wurde das Risiko auf Landschaftsebene analysiert. Hierfür wurden alle auf Tagesbasis berechneten ETR -Werte für einen Aggregationsraum auf Basis des 90. Perzentiles dieser Verteilung visualisiert (vgl. Kap. 4.8.3).

Um die berechneten akuten Risikoindizes zu charakterisieren, wurden Schwellenwerte für ETR nach Strassemeyer et al. (2017) angewendet. Danach besteht ein sehr geringes Risiko bei $ETR < 0,01$, ein geringes Risiko bei $0,01 \leq ETR < 0,1$, ein mittleres Risiko bei $0,1 \leq ETR < 1$ und ein hohes Risiko bei $ETR \geq 1$.

4 ERGEBNISSE

Es wurde ein Konzept zur räumlich und zeitlich expliziten Identifikation von eintragsgefährdeten Landschaftsbereichen, sogenannten Hot-Spots, entwickelt und deutschlandweit angewendet. Hierfür wurden über 70 expositionsrelevante Parameter recherchiert, wovon mehr als 50 mit realistischen Annahmen im Verfahren berücksichtigt wurden. Durch die, teils neu entwickelten, teils weiterentwickelten Methoden wird die realitätsnahe Abbildung räumlicher Beziehung zwischen Zielflächen, Nichtzielflächen und Refugien für Abdrift-bedingte PSM-Einträge verbessert. Es wurde die räumlich explizite Risikoabschätzung zu einem Prozessablauf des Hot-Spot Managements weiterentwickelt, welcher über den Stand der Wissenschaft und Technik zum Ausgangspunkt der Arbeit hinausgeht. In den nachfolgenden Kapiteln werden die wesentlichen Ergebnisse des Verfahrensentwicklung und -anwendung dargestellt.

4.1 Räumliche und zeitliche Bezugseinheiten

4.1.1 Betrachtungsraum

Der Betrachtungsraum dieser Arbeit war die Bundesrepublik Deutschland. Für diesen Raum wurde ein überlagerungsfreier flächenförmiger Fachdatensatz als Basisdatensatz für weitere Analysen auf Grundlage des ATKIS-Basis-DLM erzeugt (Kap. 3.5.1). Dieser beinhaltete nach Erstellung rund 12 Mio. flächenförmige Objekte und diente der Ableitung von Zielflächen und flächenhaften Refugien. Deren Grenzlänge zur benachbarten Nutzung (Umriss) bildete entweder eine Nichtzielfläche und ein linienhaftes Refugium. In beiden Fällen wurden die räumlichen Beziehungen analysiert und daraus Nachbarschaftstypen abgeleitet.

Als wesentliches Ergebnis konnten weitere Nutzungsarten durch deren räumliche Beziehung (Überlagerung) identifiziert werden. Es konnten beispielsweise auf Flächen der Nutzung Ackerland 21 weitere Nutzungsarten identifiziert werden. Die Unterscheidung der Nutzungsarten nach der Lage innerhalb oder außerhalb einer Ortschaft wurden durch die Überlagerung mit dem Objekt Ortslage erreicht (Tab. 25).

Tab. 25 Nutzungsarten des überlagerungsfreien flächenförmiger Fachdatensatzes (Anteil in [%])

Kombi_code ¹	Innerorts ²	Nutzungsart	Anzahl Objekte	Anteil am Ackerland
7064	0	Ackerland mit Nasser Boden	1964	0,016
7077	0	Ackerland mit Freileitungsmast	112697	0,006
7076	0	Ackerland mit Windrad	19901	0,004
7079	0	Ackerland mit Funkmast	4981	0,001

¹ eindeutiger Bezeichner der Nutzungsart; ² Innerorts ja = 1, nein = 0;

4.1.2 Agrarräume

Ausgehend von einer maximalen Entfernung von 500 m zwischen Zielflächen und terrestrischen Refugien, um Wiederbesiedlungsprozesse zu gewährleisten (vgl. Kap. 3.5.4), wurden durch entsprechende Distanzpufferung 2 088 Agrarräume mit einer Gesamtfläche von 291 564,61 km² erzeugt (Tab. 26). Die Agrarräume waren Ausgangsflächen der weiteren Landschaftsanalysen, beispielweise der Analyse terrestrischer und aquatischer Refugien (vgl. Kap. 3.5.4). Bemerkenswert ist, dass 96,78 % der gesamten Agrarraumfläche durch einen einzelnen zusammenhängenden Agrarraum bestimmt wird (Abb. 28, unten rechts). Der zweitgrößte zusammenhängende Agrarraum befindet sich auf der Insel Rügen.

Tab. 26 Statistische Kenngrößen der Agrarräume (Fläche in [km²])

Art	Anzahl	Fläche	Min	Max	Mean	Std
Agrarraum	2088	291 564,61	0,88	282 198,23	139,64	6 174, 20

4.1.3 Bezugs- und Aggregationsräume

Als Bezugs- und Aggregationsräume wurden sowohl regelmäßige als auch natürliche Raumeinheiten verwendet. Als homogenen Einheiten wurden Hexagone von 1 km² Größe generiert (Abb. 28, Links). Dies ergab 362 175 Einheiten für Deutschland. Nach räumlicher Überlagerung mit dem o.g. Fachdatensatz wurden 340 372 Hexagone mit Zielflächen (Ackerland oder Sonderkulturen mit einem Flächenanteil > 0 %).

Weitere 14 865 Hexagone zählen zu einem Agrarraum, ohne selbst landwirtschaftliche Flächen zu beinhalten. 67 % der Hexagone mit Zielflächen haben Zielflächenanteil > 40% an der Hexagonfläche. Des weiteren wurden Flusseinzugsgebiete (Abb. 28, rechts) und Naturräume (Abb. 28, oben Links) von variabler Flächengröße als Bezugs- und Aggregationsräume genutzt (Tab. 27).

Tab. 27 Statistische Kennzahlen des Betrachtungsraums und des Agrarraums (Fläche in [km²])

Art	Fläche				
	Anzahl	Min	Max	Mean	Std
Hexagon [1]	362 175	1	1	1	0
Flusseinzugsgebiet [2]	5 026	0,01	1035,14	74,81	87,80
Naturraum [3]	474	4,02	4 255,08	751,95	658,36

[1] eigene Erstellung; [2] > 0,01km²

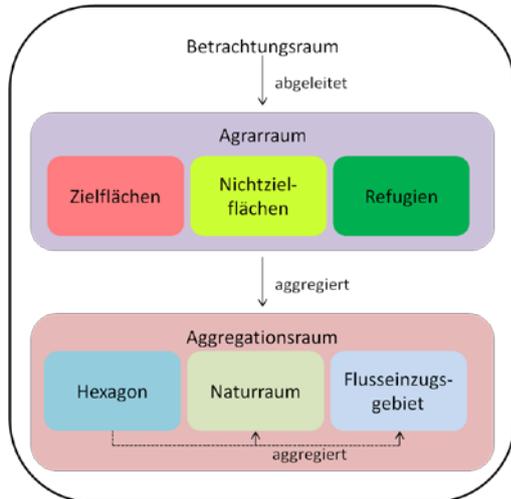


Abb. 26 Zuordnung von Ziel-, Nichtzielflächen und Refugien zu Agrarräumen und Aggregationsräumen (eigene Darstellung)

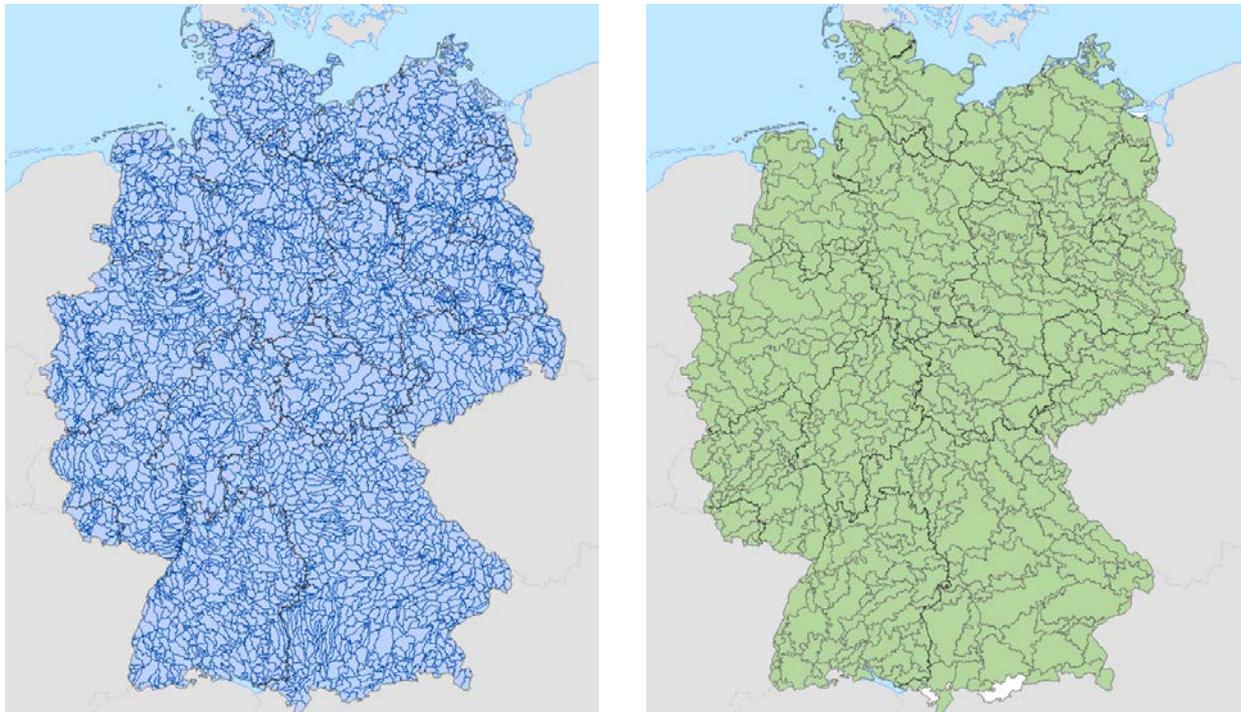


Abb. 27 Aggregationsräume (oben links): Naturräume (Meyen u. Schmithüsen 1953-62) N = 474, AVG 752 km²; (rechts) Einzugsgebiete (EZG) ATKIS DLM 1000 W N=4955, AVG 74,5 km² (eigene Darstellung auf Grundlage von ©GeoBasis-DE/BKG 2017);

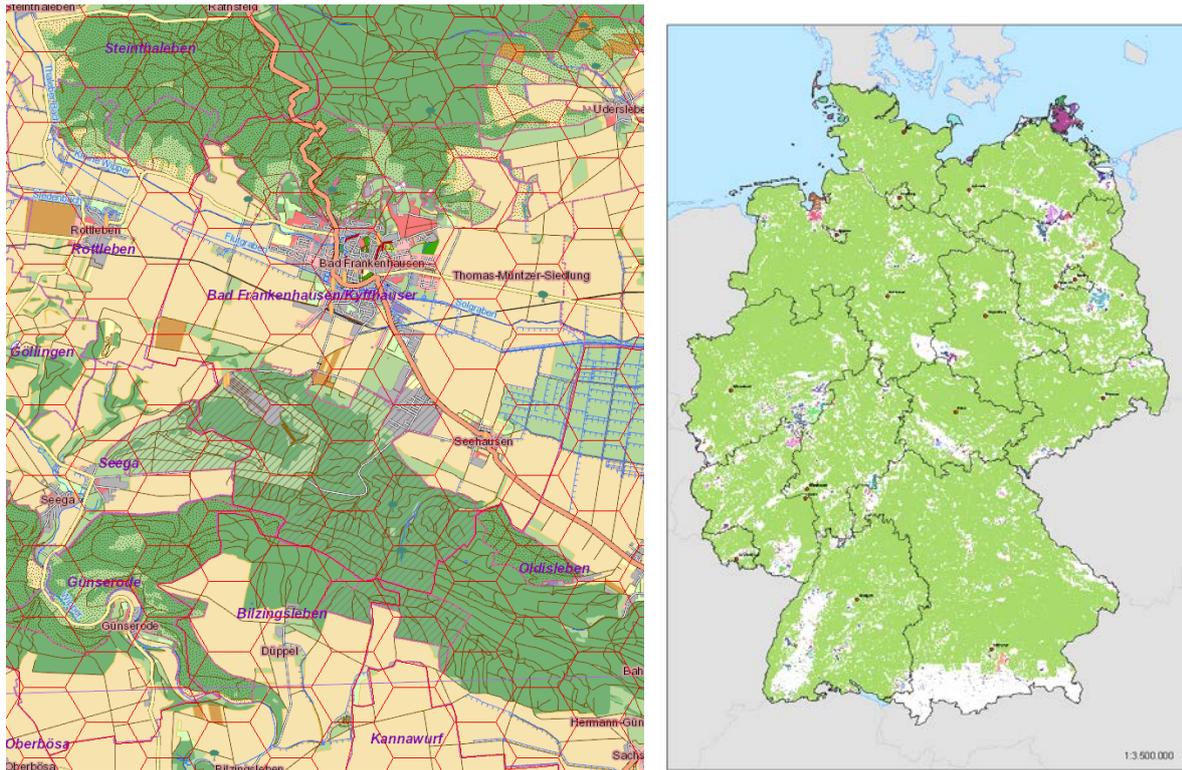


Abb. 28 (links) Regelmäßige 1km²-Hexagone N = 362 175. Ausschnitt zeigt Gemeinde Bad Frankenhausen, Sachsen-Anhalt (Hintergrundkarte, Basis-DLM, ©GeoBasis-DE/BKG 2017); (rechts) Zusammenhängende Agrarräume in Deutschland (eigene Darstellung auf Grundlage von ©GeoBasis-DE/BKG 2017).

4.2 Zielflächen, angebaute Kulturen und PSM-Anwendungen

4.2.1 Zielflächen

Die Agrarräume umfassen 1,73 Mio. Zielflächen mit einer Gesamtfläche von 13,04 Mio. ha (Tab. 28). Bei den Ergebnissen ist zu beachten, dass Zielflächen nach ATKIS eher einem Feldblock, als einem Schlag entsprechen (vgl. Kap. 3.2). Bezogen auf die Gesamtanzahl der Zielflächen beträgt der Anteil Raumkulturen 5,26 %. Der Flächenanteil der Raumkulturen beträgt lediglich 1,66 % an der Gesamtfläche aller Zielflächen. Die mittlere Raumkulturfläche ist nach ATKIS-Basis-DLM ist weniger als halb so groß wie die des Ackerlands (Tab. 28 u. Tab. 29). Auf diesen Flächen besteht jedoch aufgrund der eingesetzten Applikationstechnik ein erhöhtes Abdriftpotenzial (vgl. Kap.2.3),

Tab. 28 Statistische Kenngrößen der Zielflächen nach ATKIS-Basis-DLM für Deutschland (Fläche in [ha])

Art	Anzahl	Fläche	Min	Max	Mean	SD
Feldkulturen						
Acker- u. Gartenland	1 625 486	12 780 827,66	0,01	1 063,62	7,86	15,41
Raumkulturen						
Wein	55 031	119 232,58	0,01	36,71	2,17	2,22
Obst	29 396	77 724,53	0,01	174,62	2,64	4,78
Hopfen	5 906	19 141,08	0,01	50,9	3,24	3,76

Der relative Anteil der Zielflächen in den Bundesländern (Flächenländer) variiert zwischen 18,6 % (SL) und 53,63 % (SH), bezogen auf die Flächengröße des Bundeslandes. Der Median der Flächengröße einzelner Zielflächen variiert zwischen 1,55 ha (SL) und 14,37 ha (MV). Die

Kennzahlen für Stadtstaaten werden nur Tab. 29 angegeben. Aufgrund des dortigen geringen Zielflächenanteils werden diese im weiteren Verlauf nicht einbezogen.

Tab. 29 Statistische Kennzahlen nach ATKIS-Basis-DLM zu Größe und Anteil von Zielflächen (>0.01 ha) nach Bundesland (Fläche in [ha])

Bundesland mit BL-Code		Anzahl	Fläche	Anteil an Gesamtfläche**	P25	P50	P75
Baden-Württemberg	BW	261 744	985 731,86	27,53	1,15	2,46	4,89
Bayern	BY	480 592	2 245 806,6	31,84	0,91	2,51	5,91
Berlin	BE	349	2 836,35	3,18	2,05	4,44	10,57
Brandenburg	BB	50 464	1 096 968,55	37,04	2,05	7,75	24,35
Hamburg	HH	1 255	7 678,06	10,18	1,12	3,07	7,26
Hessen	HE	163 441	605 526,64	28,72	1,51	2,63	4,58
Mecklenburg-Vorpommern	MV	44 505	1 093 350,16	46,93	4,18	13,24	32,4
Niedersachsen*	NI	233 212	1 942 887,57	40,35	2,27	4,95	10,61
Nordrhein-Westfalen	NW	154 031	1 188 759,33	34,91	2,11	4,56	9,58
Rheinland-Pfalz	RP	129 054	518 200,98	26,13	1,41	2,7	5,07
Saarland	SL	12 216	47 847,13	18,62	0,38	1,53	4,65
Sachsen	SN	48 545	724 473,47	39,34	2,32	7,08	18,69
Sachsen-Anhalt	ST	53 114	1 078 003,02	52,54	2,31	8,65	25,08
Schleswig-Holstein	SH	52 477	847 924,63	53,34	2,91	6,92	17,8
Thüringen	TH	47 835	657 659,5	40,67	0,98	4,91	15,72
Deutschland	DE	1 732 834	13 043 653,9	36,48	1,47	3,4	7,79

* Niedersachsen und Bremen, ** Anteil Zielflächen an der gesamten Landes- bzw. Bundesfläche

Bezogen auf die Aggregationsebenen Naturraum und Einzugsgebiete, beträgt deren mittlerer Anteil Zielflächen 39,5 % bzw. 40,5 %. In beiden Fällen beträgt die Spanne 0 % bis größer 80 %.

In Kap. 2.6.4 wurde bereits angesprochen, dass innerhalb des InVeKoS-Verfahrens ein in thematischer, zeitlicher und räumlicher Hinsicht genauerer Datensatz zur Zielflächenbeschreibung auf Länderebene vorgehalten wird. Für eine Quantifizierung dieser Unterschiede wurden in dieser Arbeit exemplarisch Datensätze des InVeKoS-GIS und des ATKIS-Basis-DLM des Bundeslands Brandenburg, bezogen auf Gesamtfläche und Lage der Agrarräume verglichen. Die Ergebnisse zeigen einen vernachlässigbaren Unterschied. Die Summe der Zielflächen nach ATKIS betrug 1 096 788,8 ha. Die nach InVeKoS-GIS war um 2,3 % geringer. Auch die lagebezogene Übereinstimmung war gut. Sie betrug 93,4 %.

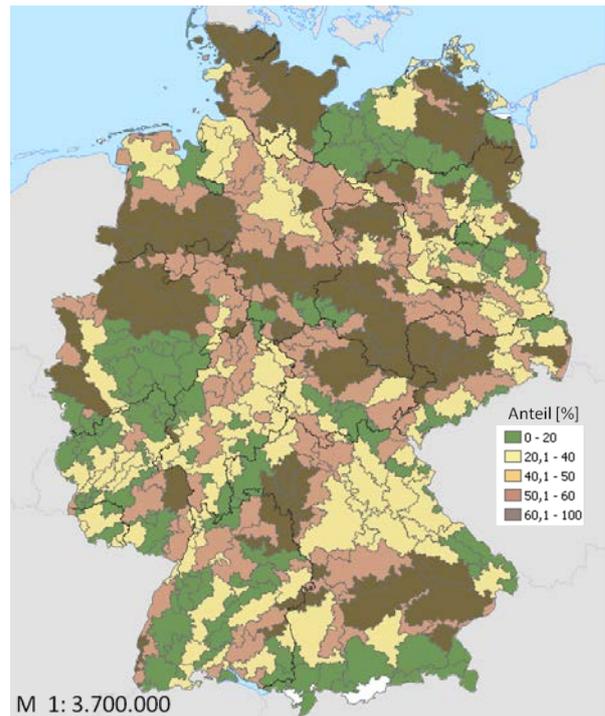
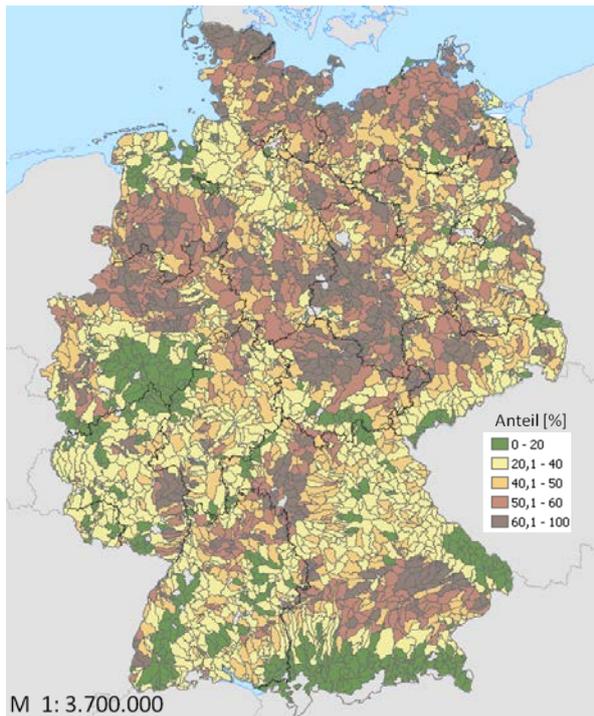


Abb. 29 Anteil Zielflächen nach ATKIS Basis-DLM: (links) Aggregiert auf Naturraumbene; (rechts) aggregiert auf Einzugsgebietsebene (eigene Darstellung auf Grundlage von ©GeoBasis-DE/BKG 2017)

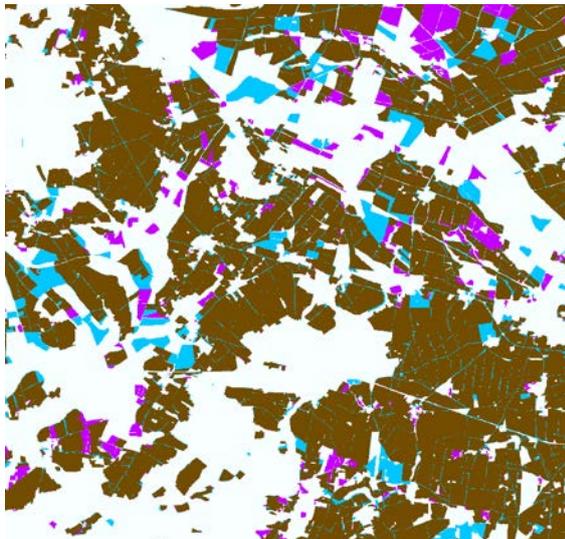


Abb. 30 Vergleich Zielflächen nach ATKIS Basis-DLM und InVeKoS-GIS: Lageübereinstimmung (braun); Feldblockdaten/InVeKoS-GIS (Cyan); ATKIS Basis-DLM (Magenta) (eigene Darstellung)

4.2.2 Kulturverteilung

Das Ergebnis des Verteilungsverfahrens der 12 Feldfrüchte ist in Tab. 30 dargestellt. Sie wurden entsprechend der Anbaustatistik auf Kreiseben (Destatis 2010) zufällig auf die Zielflächen der ATKIS-Objektart Ackerland (AOA 4101) verteilt. Für Raumkulturen wurde keine Verteilung vorgenommen, sondern die ATKIS-Kultur (Hopfen, Wein, Obst) verwendet (Tab. 28).

Tab. 30 Rangfolge und Anteil der Ackerkulturen je Bundesland (Angaben in [%])

Rangfolge und Anteil der Kulturen												
Bundesland	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Baden- Württemberg	Ww	Wg	Br	Ma	Wra	Ag	Ha	Tr	Rue	Wro	Ka	Abn
	28,5	18,3	17,2	12,5	8,2	5,1	2,9	2,7	2,1	1,3	0,6	0,6
Bayern	Ww	Ma	Wg	Br	Wra	Ag	Tr	Rue	Wro	Ka	Ha	Abn
	25,4	18,7	18,1	12,7	7,1	5	4,1	2,8	1,9	1,9	1,5	0,9
Brandenburg	Wro	Ww	Ma	Br	Wra	Ag	Wg	Tr	Abn	Ha	Ka	Rue
	18,8	15,6	15,4	13,3	12,6	7,4	7,2	4,7	2,1	1,2	1,1	0,6
Hessen	Ww	Wg	Wra	Br	Ma	Ag	Tr	Wro	Rue	Ha	Ka	Abn
	33,5	18,6	14	8,1	7,4	4,8	3,7	3,1	2,9	2,4	0,9	0,6
Mecklenburg- Vorpommern	Ww	Wra	Ma	Wg	Br	Wro	Ag	Rue	Tr	Ka	Abn	Ha
	32,2	23,1	12,9	11,1	6,2	5,4	3,4	2,4	1,3	1,2	0,5	0,5
	Ww	Ma	Wg	Br	War	Ka	Wro	Rue	Tr	Ag	Ha	Ab
Niedersachsen	24,58	22,04	10,58	10,30	6,57	6,11	5,95	5,33	4,07	3,73	0,56	0,17
Nordrhein- Westfalen	Ww	Wg	Ma	Br	Wra	Tr	Ag	Rue	Ka	Wro	Ha	Abn
	25,9	17,2	16,1	15,6	6,4	6,2	3,6	3,4	2,3	1,6	1,3	0,3
Rheinland- Pfalz	Ww	Wg	Ag	Br	Ma	Tr	Wra	Rue	Wro	Ha	Ka	Abn
	29,6	18,1	16,3	10	7,4	4,6	3,9	3,9	2,6	1,6	1,4	0,4
Saarland	Ww	Wg	Br	Wra	Wro	Ma	Tr	Ag	Ha	Abn	Ka	-
	25,5	12,5	11,2	10,7	10,3	9,2	7,3	6,8	4,9	1,1	0,3	-
Sachsen	Ww	Wra	Wg	Br	Ma	Wro	Tr	Ag	Rue	Abn	Ha	Ka
	27,5	19,3	15,2	13,5	8,2	4,8	3,1	3,1	1,6	1,5	1,5	0,9
Sachsen- Anhalt	Ww	Wra	Wg	Ma	Wro	Br	Ag	Rue	Tr	Abn	Ka	Ha
	35,7	17,4	10	9,2	8,2	6,5	4,2	4,1	2	1,3	1,1	0,4
Schleswig- Holstein	Ma	Br	Wra	Ww	Wg	Ag	Wro	Rue	Ka	Tr	Ha	Abn
	27,4	25,4	15,5	15,2	7,2	2,9	2,7	1	1	1	0,6	0,2
Thüringen	Ww	Wra	Wg	Br	Ma	Ag	Tr	Abn	Wro	Rue	Ha	Ka
	37,2	19,9	16,1	8,1	7,9	2,4	2,2	1,8	1,7	1,5	0,7	0,5

Ag = Ackergras; Abn = Ackerbohne; Br = Brache; Ka = Kartoffel; Ha = Hafer; Ma = Mais; Tr = Triticale; Rue = Rübe; Wra = Winterraps; Wg = Wintergerste; Wro = Winterroggen; Ww = Winterweizen

4.2.3 PSM-Anwendungen und Wirkstoffe

Die Daten zur PSM-Anwendung auf den Ackerbau-Zielflächen stammten aus dem Erntejahr 2014 (Freier et al. 2015). Für die Raumkulturen stammten die Daten aus dem Anbaujahr 2012 (Freier et al. 2012). Die Verteilung der Applikationsmuster erfolgte kulturabhängig (s.o.). Die Anzahl eingesetzter Wirkstoffe im Feldbau variiert pro Bundesland zwischen 100 und 140 bei einem Mittelwert für Deutschland von 119,25. Die PSM werden an durchschnittlich 200 Applikationstagen ausgebracht, wobei dies für die Bundesländer zwischen 128 und 245 Tagen variiert (Tab. 31).

Tab. 31 PSM-Anwendungen im Feldbau Freier et al. (2015)

Bundesland	Applikationstage	Von	Bis	Wirkstoffe	Kulturen
Baden-Württemberg	128	20.08.2013	03.09.2014	104	12
Bayern	241	18.07.2013	20.09.2014	140	12
Brandenburg	207	18.07.2013	07.08.2014	117	12
Hessen	245	18.07.2013	20.09.2014	140	12
Mecklenburg-Vorpommern	178	09.08.2013	15.07.2014	100	12
Niedersachsen	245	18.07.2013	20.09.2014	140	12
Nordrhein-Westfalen	233	06.08.2013	20.09.2014	133	12
Rheinland-Pfalz u. Saarland	218	06.08.2013	20.09.2014	133	12
Sachsen	162	18.07.2013	07.08.2014	103	12
Sachsen-Anhalt	207	18.07.2013	07.08.2014	117	12
Schleswig-Holstein	178	09.08.2013	15.07.2014	100	12
Thüringen	162	18.07.2013	07.08.2014	104	12
Deutschland	200,34	18.07.2013	20.09.2014	119,25	12

Tab. 32 PSM-Anwendungen in Sonderkulturen für das Erntejahr 2012 (Freier et al. 2012)

Sonderkultur	Applikationstage	von	Bis	Wirkstoffe	Kulturen
Wein	79	11.04.12	28.08.12	39	1
Hopfen	69	28.03.12	06.09.12	24	1
Obst (Apfel)	182	14.02.12	15.12.12	49	5

Die Auswertung der Tage mit PSM-Anwendung in Raumkulturen für Deutschland ergab, dass bundesweit an durchschnittlich 110 Tagen PSM appliziert werden und dass der Obstanbau die meisten Applikationstage hat. Das kleinste Zeitfenster der Applikationen hat der Weinanbau, das Größte der Obstanbau (Tab. 32). Die meisten Wirkstoffe (49) werden im Obstanbau angewendet.

Die eingesetzten PSM unterscheiden sich hinsichtlich der Toxizität. Daher wurden neben den PSM-Anwendungsdaten (Freier et al. 2012; 2015) in dieser Arbeit auch die Variabilität der Toxizität der PSM-Wirkstoffe auf Grundlage der Pesticide Property Database (Lewis et al. (2016) nach der minimalen und maximalen $LC_{50_daphnia}$ bzw. $LD_{50_Biene_oral}$ analysiert (Tab. 33).

Tab. 33 Statistische Kennzahlen zur Toxizität der eingesetzten PSM nach PPDB (Lewis et al. (2016)

Kultur	Min/Max $LC_{50_daphnia}$ [mg l ⁻¹]	Min/Max $LD_{50_Biene_oral}$ [g g ⁻¹]
Ackerbau	0,000045 - 1152	0,035 - 1099,2
Wein	0,011 - 668	0,26 - 1 847,32
Hopfen	0,00032 - 100 000	0,0037 - 100 000
Obst	0,00032 - 134,2	0,005 - 53 300

4.3 Windrichtung

Die Windrichtung zum Applikationszeitpunkt wurde von der nächstgelegenen DWD-Wetterstation abgeleitet (Kap. 3.5.3). Die Richtung ist für die Exposition der umliegenden aquatischen Nichtzielflächen mitbestimmend (vgl. Kap. 2.5). Die bundesweit durchschnittliche Entfernung der Zielflächen zur nächstliegenden Wetterstation beträgt 20 km. Sie variiert für die einzelnen Bundesländer. In den Bundesländern Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen können die Entfernungen bis zu 70 km betragen (Abb. 31).

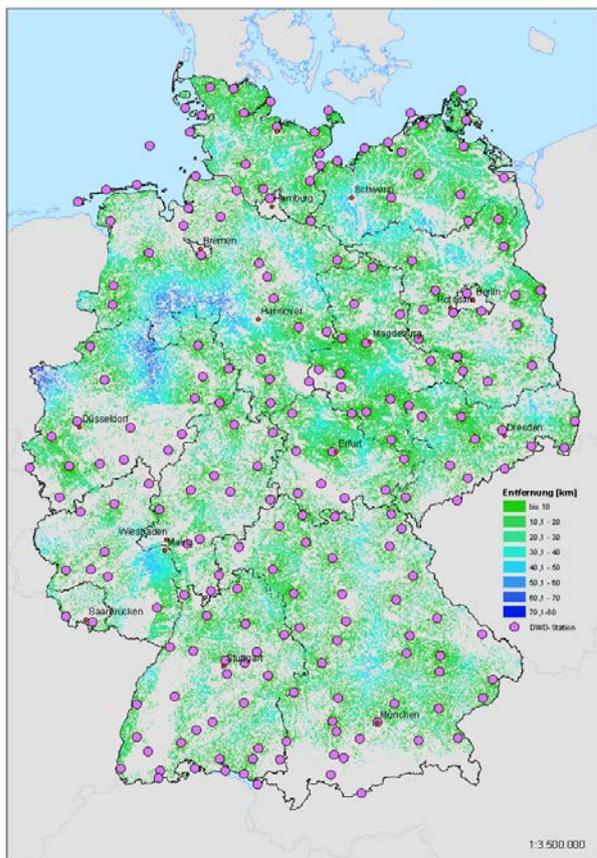


Abb. 31 Entfernung der Zielflächen zur nächstgelegenen DWD-Wetterstation mit Windaufzeichnung

4.4 Nichtzielflächen und Refugien

4.4.1 Aquatische Nichtzielflächen

Die aquatischen Nichtzielflächen wurden in Abschnitte von 25 m segmentiert. Es sind die räumlichen Einheiten für die eine aquatische Expositionsrechnung durchgeführt wurde. Ausgehend von diesen Segmenten wurde bis zu einer maximale Entfernung von 150 m umliegenden Zielflächen identifiziert und in die Expositionsabschätzung einbezogen.

Es wurden deutschlandweit 10,4 Mio. Gewässersegmente generiert und die Entfernung zu benachbarten Zielflächen in acht Himmelsrichtungen auf Grundlage des ATKIS-Basis-DLM bestimmt (Kap. 3.6.1). Das entspricht einer Gewässerlänge von rund 260 000 km. Die Analysen für den Gewässernahbereich auf Grundlage der detaillierten InVeKoS-Geometrien zeigten, dass sich rund 159 000 km im besonders eintragsgefährdeten Bereich von bis zu 10 m zu Zielflächen befinden (Tab. 58). Die Anzahl an Gewässerabschnitten je Kulturart ist in Tab. 34 dargestellt.

Tab. 34 Anzahl Gewässerabschnitte nach Kulturarten bei einer Segmentlängen von 25 m und maximaler Entfernung von 150 m.

Kulturart	Anzahl Gewässerabschnitte
Ackerbau	10 170 864
Weinbau	92 924
Hopfenanbau	25 939
Obstbau	138 233
Gesamt	10 427 960

Mit den 10,4 Mio. Gewässersegmenten wurden weitere expositionsrelevante Parameter relational, mit Datenbank-Methoden, oder räumliche, durch GIS-Methoden, verknüpft (Kap. 3.5.2.2). Aus der Kombination von möglichen Zielflächen in 8 Himmelsrichtungen, Applikationsmuster (Applikationstage, PSW-Wirkstoffe) ergaben sich 676 Mio. aquatischer Expositionsszenarien, für die PEC-Berechnungen und Risikobewertungen nach Kap. 3.8 und Kap. 3.9 durchgeführt wurden (Tab. 35, Tab. 37). Bezogen auf die Anzahl Gewässerabschnitt sind das durchschnittliche 65 Szenarien.

Tab. 35 Anzahl der aquatischen Expositionsszenarien im Ackerbau

Bundesland		Anzahl Expositionsszenarien
Baden-Württemberg	BW	39 525 868
Bayern	BY	79 960 739
Brandenburg	BB	77 552 972
Hessen	HE	40 841 296
Mecklenburg-Vorpommern	MV	46 620 210
Niedersachsen	NI	109 025 945
Nordrhein-Westfalen	NW	85 470 840
Rheinland-Pfalz u. Saarland	RP	22 244 614
Sachsen	SN	25 032 744
Sachsen-Anhalt	ST	35 309 726
Schleswig-Holstein	SH	46 824 369
Thüringen	TH	36 593 146
Deutschland	DE	645 002 469

Tab. 36 Anzahl der aquatischen Expositionsszenarien in Raumkulturen

Bundesland	Anzahl Expositionsszenarien
Obst	14 995 435
Hopfen	1 071 011
Wein	15 059 529
Deutschland	31 125 975

4.4.2 Terrestrische Nichtzielflächen

Die Grundgesamtheit terrestrischer Nichtzielflächen umfasst alle linienhaften Kleinstrukturen, die direkt an die Zielfläche angrenzen. Sie stellen einen Übergangsbereich zur daran anschließenden Nutzung dar. Die Bilanzierung erfasst die Grenzlinie zwischen Ziel- und Nichtzielfläche der Nachbarschaftstypen 1 bis 3, welche demnach mindestens eine Zielfläche der Nutzung Ackerland, Sonderkultur oder Gartenland aufweisen. Die Auswertungen der Nachbarschaftsbeziehungen ergab eine Grenzlänge von 1,37 Mio. km ausgehend von Zielflächen des Acker- und Gartenbaus zu Nichtzielflächen und weitere 48,8 Tkm ausgehend von Raumkulturen (Tab. 37).

Tab. 37 Anteil Nachbarschaftstypen in Ackerbau und Sonderkulturen (Länge in [Tkm])

NB-Typ	Länge Grenzlinien im Ackerbau	Länge der Grenzlinien in Sonderkulturen
1	493,6	16,2
2	695,0	30,3
3	185,4	2,3
Summe 1 bis 3	1 374,0	48,8

Der Nachbarschaftstyp 2 dominiert bundesweit. Komplexe Nachbarschaften (NB-Typ 2 und 3) kommen in etwa gleichen Anteilen (67 % bzw. 64 %) vor. Der NB-Typ 3 überwiegt an Ackerflächen. Komplexere Nachbarschaften mit mehr als vier Linienobjekten (NB-Typ 3) sind in beiden Anbausektoren, mit jeweils einem Anteil von weniger als 0,1 %, sehr selten.

Tab. 38 Anteil der Nachbarschaftstypen in Ackerbau und Sonderkulturen (Anteil in [%])

NB-Typ	Anzahl Linienelemente im NB-Typ	Anteil Grenzlinien im Ackerbau	Anteil Grenzlinien in Sonderkulturen
1	0		33,3
2	1	50,6	62,0
	2	8,7	2,8
3	3	4,0	1,6
	4	0,6	0,3

Im Ländervergleich zeigt sich, dass der Anteil der komplexen Nachbarschaftstypen (NB-Typen 2 und 3) zwischen den Bundesländern sowohl in Sonderkulturen, als auch im Ackerbau variiert. In Sonderkulturen weisen Rheinland-Pfalz und Hessen die größten Anteile (>70 %) komplexer Nachbarschaften auf. Im Ackerbau sind es Schleswig-Holstein, Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz und Hessen.

Deutschlandweit wurden 168 424 unterschiedliche Nachbarschaftsarten (NB-Arten) aus den Kombinationen von linien- und flächenförmigen ATKIS-Objekten zu Zielflächen identifiziert. Allerdings werden schon durch 70 Arten mehr als 90% der bundesweiten Grenzlinienlänge (1,42 Mio. km) beschrieben (Anhang, Tab. 71). Die 12 vorherrschenden NB-Arten beschreiben mehr als 70 % der bundesweiten Grenzlinienlänge (Tab. 39).

Bereits die Analyse der Nachbarschaftstypen und Nachbarschaftsarten gibt Auskunft über die Expositionssituation der Nichtzielflächen. Komplexe Nachbarschaftstypen (NB-Typ 2 und 3) werden in diesem Ansatz nur von einer Zielfläche exponiert, was die Expositionswahrscheinlichkeit senkt (vgl. Kap. 3.5.6). NB-Arten mit beidseitigen Zielflächen führen hingegen für die Nichtzielflächen zu einer erhöhten Expositionswahrscheinlichkeit (Kap. 3.6.4). Vor dem Hintergrund ist bemerkenswert, dass 35 % der bundesweiten Grenzlinienlänge durch NB-Arten mit beidseitiger Zielfläche bestimmt sind. Darunter dominieren ‚Ackerland--Fahrweg--Ackerland‘ (16,7 %), ‚Ackerland--(Linien)Gewässer--Ackerland‘ (3,8 %), ‚Ackerland--Straße--Ackerland‘ (2,9 %) und ‚Acker--Hecke/Baumreihe--Acker‘ (2,3 %) (Anhang, Tab. 72). In Sonderkulturen sind Feldwegsäume mit beidseitiger Zielfläche dominierend (27 %), gefolgt von den NB-Arten ‚Sonderkultur--(Linien)Gewässer--Sonderkultur‘ (2,66 %) (Anhang, Tab 73).

Tab. 39 Anteil der 12 vorherrschenden Nachbarschaftstypen in Ackerbau und Sonderkulturen (Anteil in [%])

NB-Typ	NB-Art	Anzahl Linienelemente im NB-Typ	Anteil an gesamter Grenzlinienlänge
2	Ackerland--Fahrweg--Ackerland	2	16,73
1	Ackerland--Grünland	1	12,94
1	Ackerland--Wald	1	9,91
1	Ackerland--Siedlungsflächen	1	7,12
2	Ackerland--Fahrweg--Grünland	2	6,20
2	Ackerland--Fahrweg--Wald	2	4,57
2	Ackerland--(Linien)Gewässer--Ackerland	2	3,77
2	Ackerland--Straße--Ackerland	2	2,90
2	Ackerland--(Linien)Gewässer--Grünland	2	2,49
2	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Ackerland	2	2,28
1	Ackerland--Gehölz	1	2,17

Die erzeugte Datengrundlage ermöglicht weitergehende Auswertungen bis auf Ebene einzelner landwirtschaftliche Flächenstücke und räumlich differenzierende Analysen, bspw. zu vorherrschenden Nachbarschaftsarten einer Landschaft. Aus Platzgründen wird jedoch hier auf weitere Ergebnisdarstellungen verzichtet.

Analog zur Vorgehensweise bei aquatischen Nichtzielflächen (s.o.), wurde die Gesamtgrenzlinienlänge von 1,42 Mio. km, bestehend aus 1,7 Mio. Nachbarschaften terrestrischer Nichtzielflächen, mit weiteren expositionsrelevanten Parameter relational oder durch räumlich Methoden, d.h. Datenbank- bzw. GIS-basiert, verknüpft (Kap. 3.5). Aus der Kombination dieser Daten ergibt sich die Anzahl von 82,4 Mio. terrestrischer Expositionsszenarien für die PEC-Berechnungen und Risikobewertungen nach Kap. 3.8 und Kap. 3.9 durchgeführt wurden. Anders als im Falle aquatischer Nichtzielflächen wurden terrestrische Nichtzielflächen nicht in gleichlange Abschnitte segmentiert. Die Abschnittslänge wurde aus technischen Gründen der Datenverarbeitung aus der Länge einer gemeinsamen Grenzlinie abgeleitet. Ohne eine Segmentierung lag die mittlere Abschnittslänge einer terrestrischen Nichtzielflächen bei 246 m. Das ergibt eine durchschnittliche Anzahl von 48 Szenarien pro Abschnitt.

Deren Ableitung erfolgte nach den drei in Kap. 3.6.4 beschriebenen Nachbarschaftstypen (NB-Typ 1 – direkte Nachbarschaft zweier Flächen; NB-Typ 2 – durch genau ein Linienobjekt unterbrochene Nachbarschaft; NB-Typ 3 – durch zwei oder mehr Linienobjekte unterbrochene Nachbarschaft). Da im Falle der Expositions- und Risikoabschätzung für terrestrische Nichtzielflächen, diese unmittelbar an die Zielfläche anschließen, wurden weiteren Entfernungsanalysen, wie im Fall aquatischer Nichtzielflächen, durchgeführt.

4.5 Räumliche Dimension von Nichtzielflächen

4.5.1 Saumstrukturen

4.5.1.1 Luftbildmessung

Für die Generierung von Breitenverteilungen und Validierung der in Gutsche u. Enzian (2002) und Enzian u. Gutsche (2004) genannten Saumbreiten wurden Auswertungen am Bildschirm auf der Grundlage von Luftbilddaten und mit Hilfe einer programmierten Erfassungsmaske vorgenommen. Es wurden 40 Luftbilder im Naturraum Vorderpfälzer Tiefland der Größe von je 4 km² bearbeitet. Insgesamt sind im Rahmen dieser Luftbildauswertungen ca. 20 000 Einzelmessungen von Breiten an Linienobjekten (Verkehr und an Gewässern) mit dem erarbeiteten Erfassungsmodul durchgeführt worden. Messungen an Saumstrukturen zu direkten Nachbarschaften zu anderen Flächenobjekten (z.B. Acker- Grünland) wurden aus Gründen einer einfacheren Erhebung vorerst nicht durchgeführt. Neben den Breitenmessungen an den Linienobjekten wurde versucht, die Säume in neun im Luftbild erkennbare Vegetationsklassen einzuordnen (vgl. Kap.3.4.1).

Der relativ große Stichprobenumfang in einer Naturraumeinheit sollte auch dazu dienen, die Variabilität von Saumbreiten für einen Naturraum zu untersuchen und Messfehler, die bei Luftbildauswertungen auftreten können, auszugleichen. Diese können beispielsweise durch Schattenwirkung von Bäumen und Sträuchern hervorgerufen werden

Säume an Straßen, Bahnlinien sowie Autobahnen bzw. vierspurige Autostraßen nehmen im Vorderpfälzer Tiefland ca. 5% aller linienförmigen Kleinbiotope ein. Durch die Berücksichtigung von Attributinformationen aus dem ATKIS-Basis-DLM konnten Auswertung nach der Kategorien der Verkehrswege (Bahnlinien, Autobahnen, Bundes-, Land-, Kreis- und Gemeindestraßen) durchgeführt werden.

Es wurde überprüft, ob sich die Saumbreiten zwischen diesen Kategorien unterscheiden. Für jede dieser Kategorien wurde der Mittelwert und die Konfidenzintervalle bei 5% Irrtumswahrscheinlichkeit berechnet. Abb. 32 zeigt erhebliche Unterschiede zwischen den einzelnen Verkehrswegen, die sich auch signifikant unterscheiden.

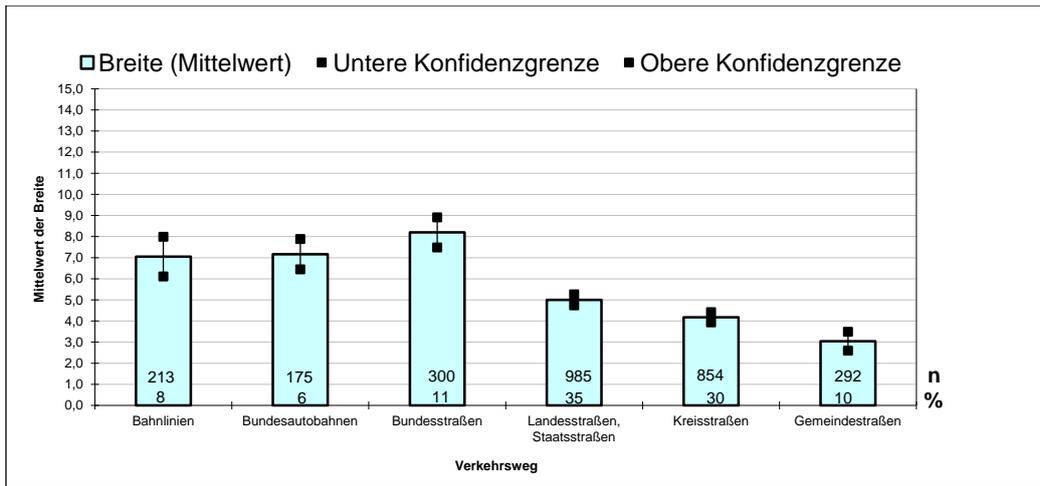


Abb. 32 Aus Luftbildern gemessene Saumbreiten [m] an Straßen und Bahnlinien. Die unteren beiden Ziffernreihen in den Balken geben die Anzahl der Messwerte (n) und die prozentualen Anteile (%) der gemessenen Breiten für die einzelnen Verkehrswege an

Nachbarschaftstypen mit Säumen an Feld- und Wirtschaftswege nehmen im betrachteten Naturraum einen Anteil von rund 70 % ein. Die Wege haben dabei nur eine Breite von 3 bis 4 m. Für die Bewertung der ökologischen Wertigkeit ist bemerkenswert, dass es kaum Autoverkehr auf diesen Wegen gibt.

Auf Grund der großen Stichprobenzahl konnten Straßen nach ihrer Widmung getrennt untersucht werden, sodass in einem ersten Block die Auswertungen nach Bahnlinien, Autobahnen, Bundesstraßen, Landesstraßen, Kreisstraßen und Gemeindestraßen vorgenommen wurden. Das Ergebnis zeigt erhebliche und auch statistisch gesicherte Unterschiede der Saumbreiten an den einzelnen Verkehrswegen. Bis auf Gemeindestraßen liegen die gemessenen Breiten über der in Gutsche u. Enzian (2002) angegebenen Breite von 4 m.

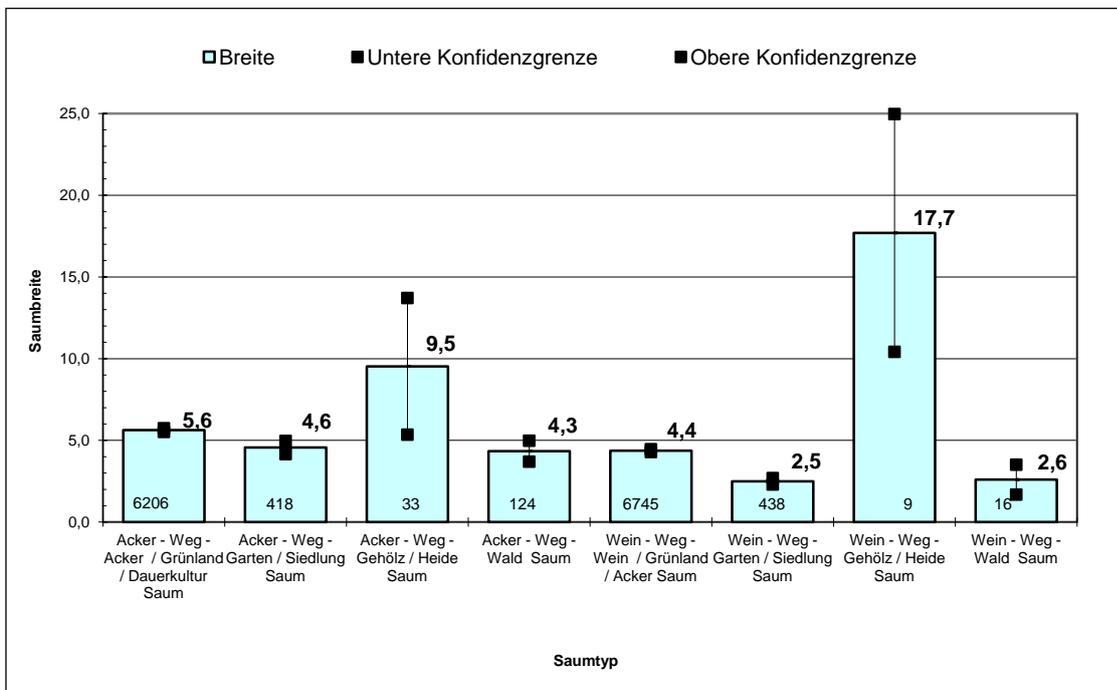


Abb. 33 Aus Luftbildern gemessene Saumbreiten [m] an befestigten Feldwegen. Die untere Ziffernreihe in den Balken gibt die Anzahl der Messwerte (n) für die einzelnen Nachbarschaften an.

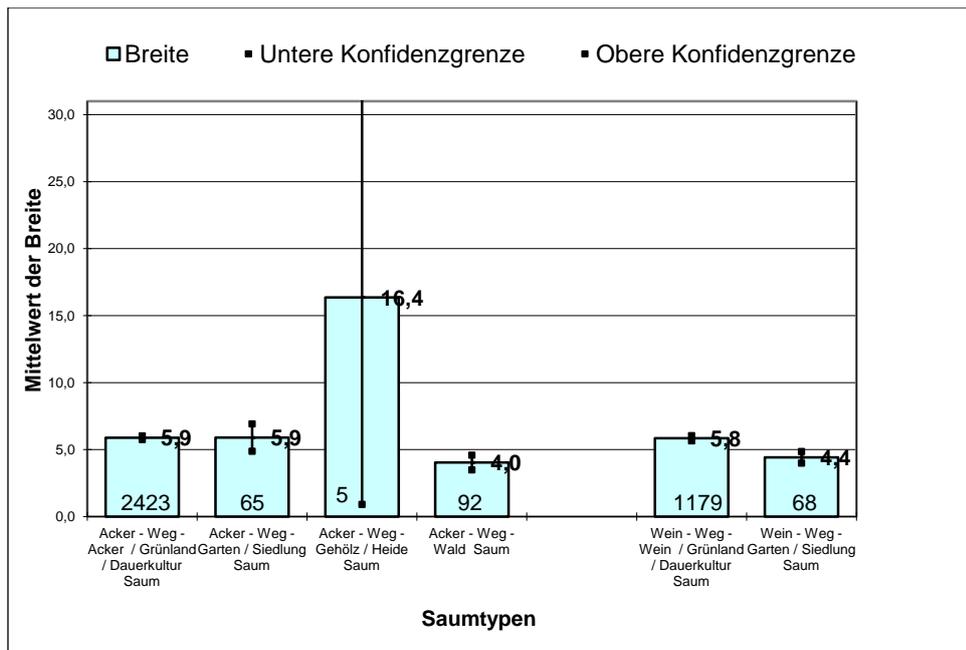


Abb. 34 Aus Luftbildern gemessene Saumbreiten an unbefestigten Feldwegen. Die untere Ziffernreihen in den Balken gibt die Anzahl der Messwerte (n) für die einzelnen Nachbarschaften an

Im zweiten Auswertungsblock wurden die Säume an Feld- und Wirtschaftswegen ausgewertet, die sich in einer ersten Übersicht der Datenbestände als befestigte- und unbefestigte Feldwege darstellen und auch gut im Luftbild zu erkennen waren. Aus diesem Grund wurde geprüft, ob sich die Saumbreiten nach diesen Kriterien in den Breiten unterscheiden. Die Messungen der Säume an den befestigten Wegen erfolgten an beiden Wegrändern. Bei den unbefestigten Wegen wurde die gesamte Breite einschließlich des Weges gemessen. Für Säume an Feldwegen wurden, in Abhängigkeit der Landnutzung auf der den landwirtschaftlichen Flächen gegenüberliegenden Wegseite, unterschiedliche Saumtypen festgelegt.

Die größten Differenzen zwischen der festgelegten Breite und den im Luftbild gemessenen Breiten konnten bei den Nachbarschaften zu Wald und Gehölzen festgestellt werden. Ursache hierfür ist eine Unterschätzung der im Luftbild gemessenen Saumbreiten aufgrund des Schattenwurfs der Bäume. Saumbreiten dieser Nachbarschaften können in der Regel nicht aus dem Luftbild ermittelt werden.

Übereinstimmungen zwischen der festgelegten Breite und den gemessenen Breiten gab es bei Säumen entlang von Feldwegen, wobei die etwas größeren Breiten bei den unbefestigten Feldwegen auftraten. Bedeutend geringere Breiten im Vergleich zu den festgelegten Breiten treten bei Säumen zu Siedlungen auf. Für die Kategorien Uferbewuchs und Gewässerumfeld konnte in einigen Fällen nicht interpretiert werden, ob sich die Vegetation auf der linken oder rechten Uferseite befindet. Ebenso kann z.B. bei Baumreihen keine Angaben zu vorhandenem oder nicht vorhandenem Unterbewuchs gemacht werden. Eine Interpretation der Dichte einer Heckenbelaubung konnte ebenfalls nicht erfolgen.

Die Ergebnisse zur Luftbildmessungen zur Überprüfung des Verfahrens der Ableitung von Randstreifen an Gewässern basieren auf 1558 Messungen am Bildschirm mit dem entsprechenden ArcGIS Standardwerkzeug. Das Ergebnis zeigt, eine gute Übereinstimmung. Die Abweichung der Luftbildmessung gegenüber der GIS-basierten Ableitung der Randstreifenbreite betrug im Mittel nur 0,39 m, bei einer Standardabweichung von 1,4 m (Abb. 35, Anhang Abb. 62). Das bedeutet, dass in den Messungen im Mittel ein etwas breiterer Randstreifen interpretiert wurde. Die Abweichungen variieren zwischen den Bundesländern unterschiedlich stark. Dies kann auf die Lagegenauigkeit der InVeKoS-Geometrien zurückzuführen sein, die in Bundesländern von unterschiedlichen Grundlagen abgeleitet wurden (vgl. Kap. 2.6.4).

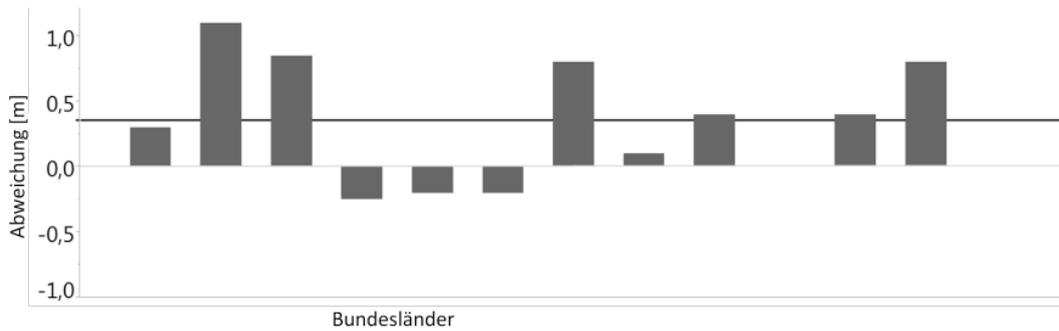


Abb. 35 Aus Luftbildern gemessene Randstreifenbreite an Gewässern im Vergleich den Ableitungen aus InVeKoS. (links) Die Linie markiert den Mittelwert der Abweichung, (rechts) Histogramm der bundesweiten Verteilung der Abweichungen. Für eine Darstellung der Bundesländer lag keine Einwilligung vor.

4.5.1.2 Geländemessung

Neben den Messungen auf der Grundlage von Luftbildern wurden in vier Pilotgebieten 267 Geländemessungen vorgenommen (Tab. 40).

Tab. 40 Anzahl der Geländemessungen in den vier Pilotgebieten

Untersuchungsgebiet	Anzahl Messungen
Vorderpfälzer Tiefland (R2)	67
Kernmünsterland (R3)	120
Uckermärkisches Hügelland (R6)	56
Oderbruch (R9)	24

Der Vergleich der Einzelergebnisse der Freilandmessungen in den Pilotgebieten zeigte in den Naturraumeinheiten Oderbruch und Uckermärkisches Hügelland große Unterschiede in den Saumbreiten zwischen befestigten und unbefestigten Feldwegen. Auf Grund der geringen Anzahl von Messwerten für die einzelnen Saumtypen wurde auf die Berechnung von Konfidenzintervallen verzichtet.

Die festgelegte Saumbreite des Saumtyps Acker-Weg-Wald von 18 m (Gutsche u. Enzian 2002, Enzian u. Gutsche 2004) konnte bei den Freilandmessungen nicht bestätigt werden. Die Saumbreite zu Liniengewässern (Acker-Weg-Liniengewässer als auch Acker-Liniengewässer) ist im Vergleich zur festgelegten Breite (ebd.) wesentlich größer. Gleiches trifft für den Saumtyp Acker-Bahndamm zu. Geringere Saumbreiten als die festgelegten Breiten gibt es bei den Freilandmessungen an den Saumtypen Acker-Siedlung und Acker-Weg-Siedlung, was auch schon bei der Luftbildmessung deutlich wurde.

Betrachtet man die prozentualen Anteile der einzelnen Saumtypen, so haben die Ackerrandsäume einen erheblichen Anteil (Vorderpfälzer Tiefland 68 %, Uckermark 22 %, Münsterland 25 % und Oderbruch 15 %) an der Ausstattung mit Kleinstrukturen.

Das Kernmünsterland ist eine stark strukturierte Landschaft mit einem großen Anteil von kleinen Wald- bzw. Gehölzflächen. Hier wurden an 3 Tagen 120 Einzelmessungen durchgeführt. Den größten Anteil haben Säume an Feldwegen mit 45 Messungen, gefolgt von Straßensäumen mit 21, 17 an Gewässern, 9 an Gehölzen und jeweils 7 Messungen an Siedlungen und Bahnlängen. Durch Flurbereinigungen wurden zwar die Feldwege größtenteils befestigt, aber großzügige breite Wegsäume von ca. 6 m erhalten, die mit Gras und Neuanpflanzungen von Gehölzen ausgestattet sind.

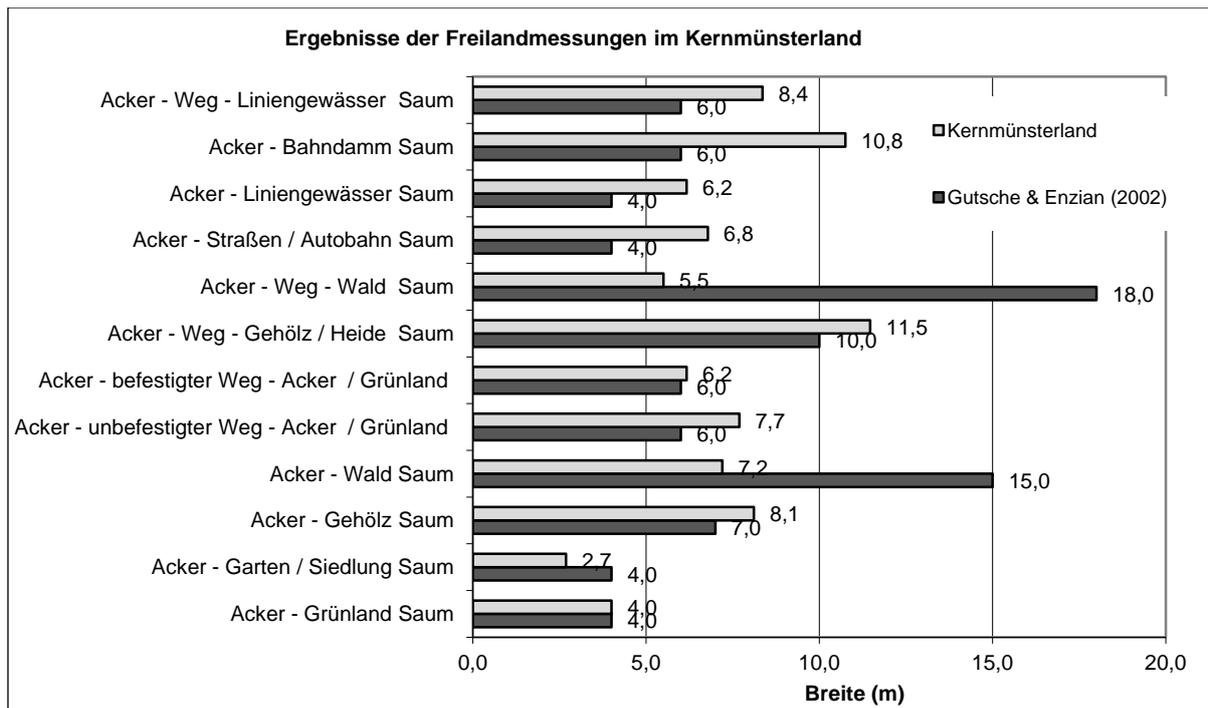


Abb. 36 Ergebnisse der Freilandmessungen im Kernmünsterland

Die Breiten der Säume an Liniengewässern, Bahndämmen und Feldgehölzen überschreiten die festgelegten Saumbreiten um 1 bis 2 m. Alle Säume an Wald bzw. Weg-Wald-Säume liegen unter der festgelegten Breite von 15 bzw. 18 m. Das gleiche trifft für Nachbarschaft von Acker zu Siedlungen zu, wobei hier eine große Variabilität anzutreffen ist. Die Breiten schwanken zwischen 0,5 m bis 8 m Breite. An den natürlichen Liniengewässern ist ein 5 m breiter Gewässerrandstreifen zwischen Ackerflächen und Gewässern als Grünstreifen angelegt. Das führt zu breiteren Säumen an Liniengewässern als festgelegt.

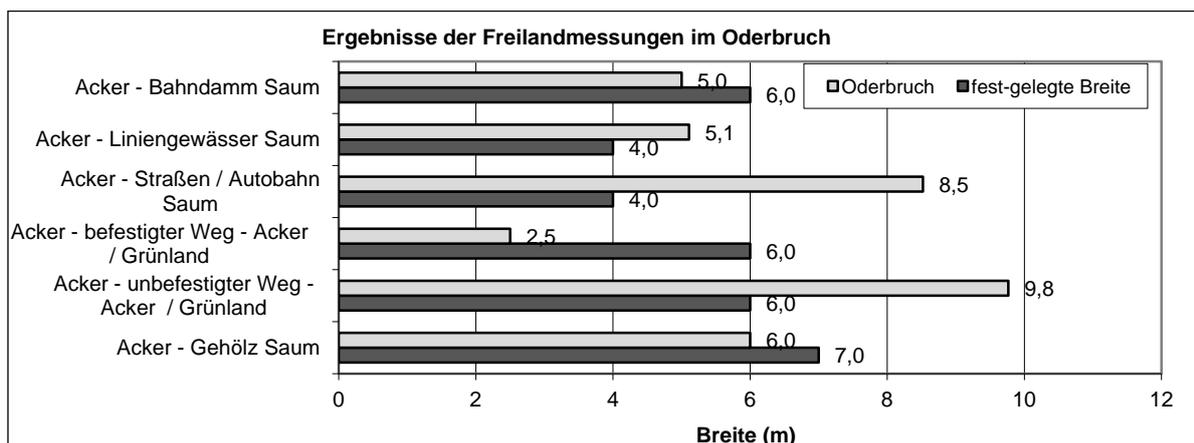


Abb. 37 Ergebnisse der Freilandmessungen im Oderbruch

Der Oderbruch ist ein gehölzärmer Naturraum, der mit vielen Gräben durchzogen ist. Hier wurden an 24 Punkten Erhebungen durchgeführt, davon die Hälfte an Gewässern, jeweils 5 an Straßen und Feldwegen, und eine Messung an einem Gehölz- und Bahndammsaum. Die durchschnittliche Saumbreite an Gewässern betrug 5 m und lag mit einem Meter über der Breite von 4 m nach Gutsche u. Enzian (2002). Große Differenzen gibt es zwischen den befestigten- und unbefestigten Wegen. Während die Saumbreite bei den meist aus Beton bestehenden befestigten Wegen nur 2,5 m beträgt, liegen sie bei unbefestigten Wegen bei 10 m Breite. Die Saumbreiten am Bahndamm und Gehölz

liegen mit einem Meter unter der angenommenen Breite. Da hier nur eine Messung vorgenommen wurde, kann sie nicht als repräsentativ angenommen werden.

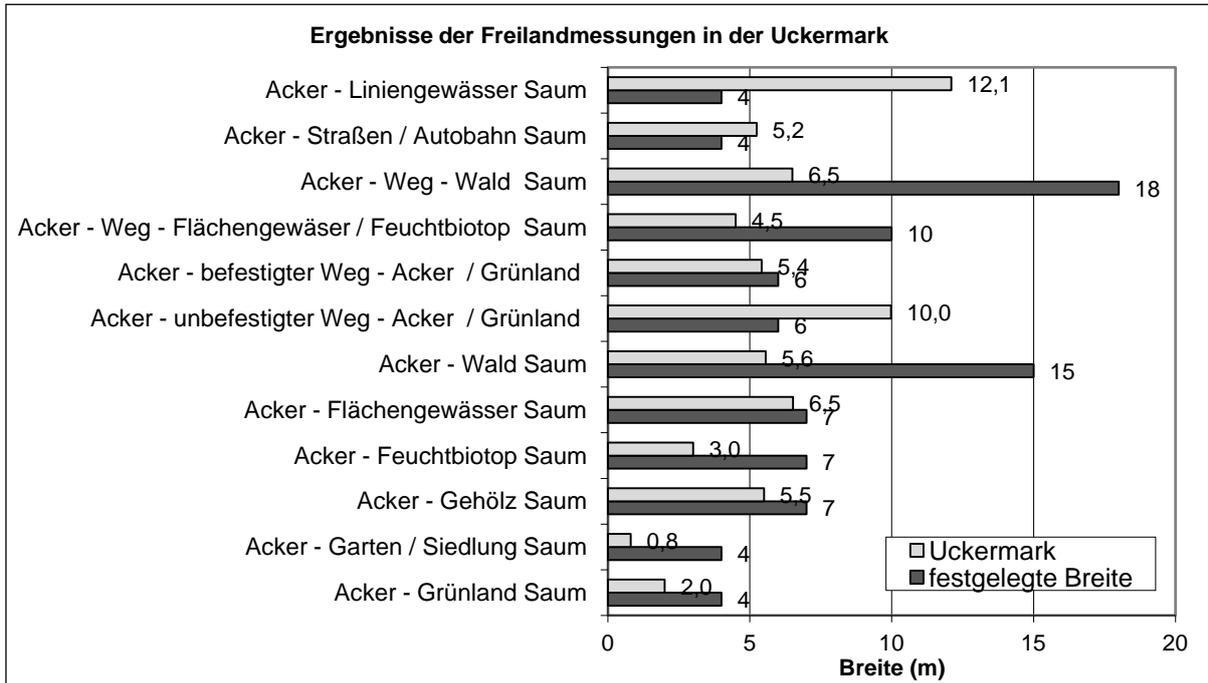


Abb. 38 Ergebnisse der Freilandmessungen in der Uckermark

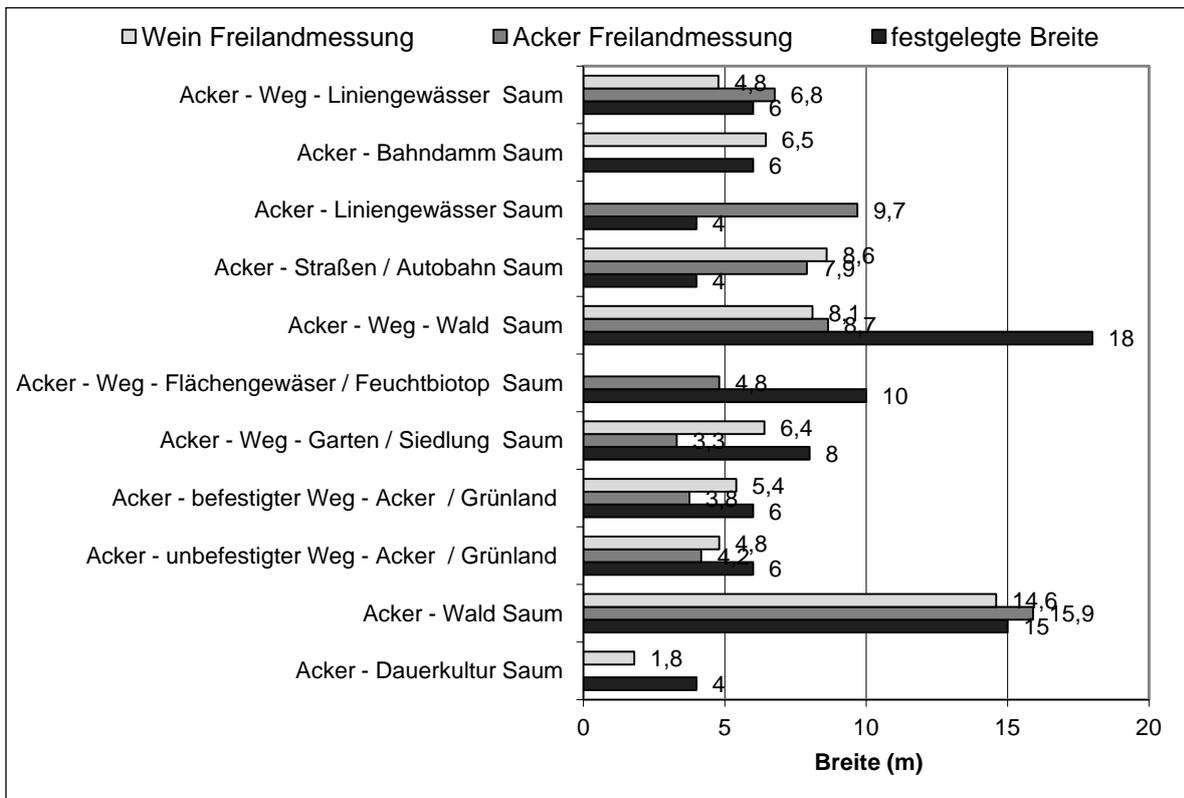


Abb. 39 Ergebnisse der Freilandmessungen der Saumbreiten an Wein- und Ackerflächen im Vorpommerschen Tiefland

In der Uckermark wurden an zwei Erhebungstagen 56 Messungen durchgeführt. Die meisten Messungen an Feldwegen (26), dann folgen Straßen mit 11 und 7 Erhebungen an Wald- und Gehölzsäumen. Ähnlich wie im Oderbruch gibt es sehr großen Breiten an unbefestigten Feldwegen. Die Breiten an Feuchtbiotopen und Grünland sind mit einer Messung nicht repräsentativ.

Im Vorderpfälzer Tiefland wurden auf Grund des hohen Anteiles von Wein getrennte Auswertungen durchgeführt. So erfolgten an Wein 33 und an Ackerflächen 34 Messungen. Alle Säume an den Liniengewässern bei Ackerflächen sind mit knapp 10 m erheblich breiter als die vorgegebene Breite von 4 m. Diese Säume wurden als Gewässerrandstreifen mit Grasbewuchs angelegt. Auch die Straßensäume sind mit ca. 8 m wesentlich breiter als die festgelegte Breite von 4 m. Geringere Breiten gegenüber den festgelegten Breiten sind insbesondere bei Siedlungen, bei befestigten und unbefestigten Feldwegen und an Acker-Weg-Waldsäumen anzutreffen.

In Abb. 39 sind die Ergebnisse der Freilanderhebungen insgesamt zusammengefasst. Ein Vergleich der Luftbildauswertungen mit den Freilanderhebungen (Abb. 40) zeigt, dass es die größten Differenzen bei Waldsäumen gibt, was durch Fehlinterpretationen durch die Schattenwirkung zu erklären ist. Die Unterschiede bei den anderen Saumtypen sind durch die unterschiedliche Größe der Stichproben zu erklären. Die größten Widersprüche treten bei den Weg-Siedlungssäumen auf, weil hier auch die größte Variabilität der Breiten aufgetreten ist.

Tab. 41 Gegenüberstellung der Saumbreiten nach Gutsche u. Enzian (2002) mit den Saumbreiten aus Freilanderhebungen in den Pilotgebieten (Anzahl (N), Breite B in [m])

Saumtyp	Gutsche & Enzian 2002	Kernmünsterland		Oderbruch		Uckermark		Vorderpfälzer Tiefland			
		N	B	N	B	N	B	Acker		Wein	
								N	B	N	B
Acker - Grünland Saum	4	1	4,0			1	2,0				
Acker - Dauerkultur Saum	4									2	1,8
Acker - Garten / Siedlung Saum	4	7	2,7			2	0,8				
Acker - Gehölz Saum	7	9	8,1	1	6,0	2	5,5				
Acker - Feuchtbiotop Saum	7					1	3,0				
Acker - Flächengewässer Saum	7					4	6,5				
Acker - Wald Saum	15	5	7,2			5	5,6	1	15,9	1	14,6
Acker - unbefestigter Weg - Acker / Grünland	6	15	7,7	3	9,8	15	10,0	3	4,2	1	4,8
Acker - befestigter Weg - Acker / Grünland	6	30	6,2	2	2,5	11	5,4	9	3,8	18	5,4
Acker - Weg - Garten / Siedlung Saum	8							3	3,3	1	6,4
Acker - Weg - Gehölz / Heide Saum	10	5	11,5								
Acker - Weg - Flächengewässer / Feuchtbiotop Saum	10					1	4,5	1	4,8		
Acker - Weg - Wald Saum	18	3	5,5			1	6,5	2	8,7	2	8,1
Acker - Straßen / Autobahn Saum	4	21	6,8	5	8,5	11	5,2	2	7,9	1	8,6
Acker - Liniengewässer Saum	4	8	6,2	12	4,5	2	12,1	7	9,7		
Acker - Bahndamm Saum	6	7	10,8	1	5,0					4	6,5
Acker - Weg - Liniengewässer Saum	6	9	8,4					6	6,8	3	4,8
Summe		120		24		56		34		33	

N = Anzahl; B=Breite

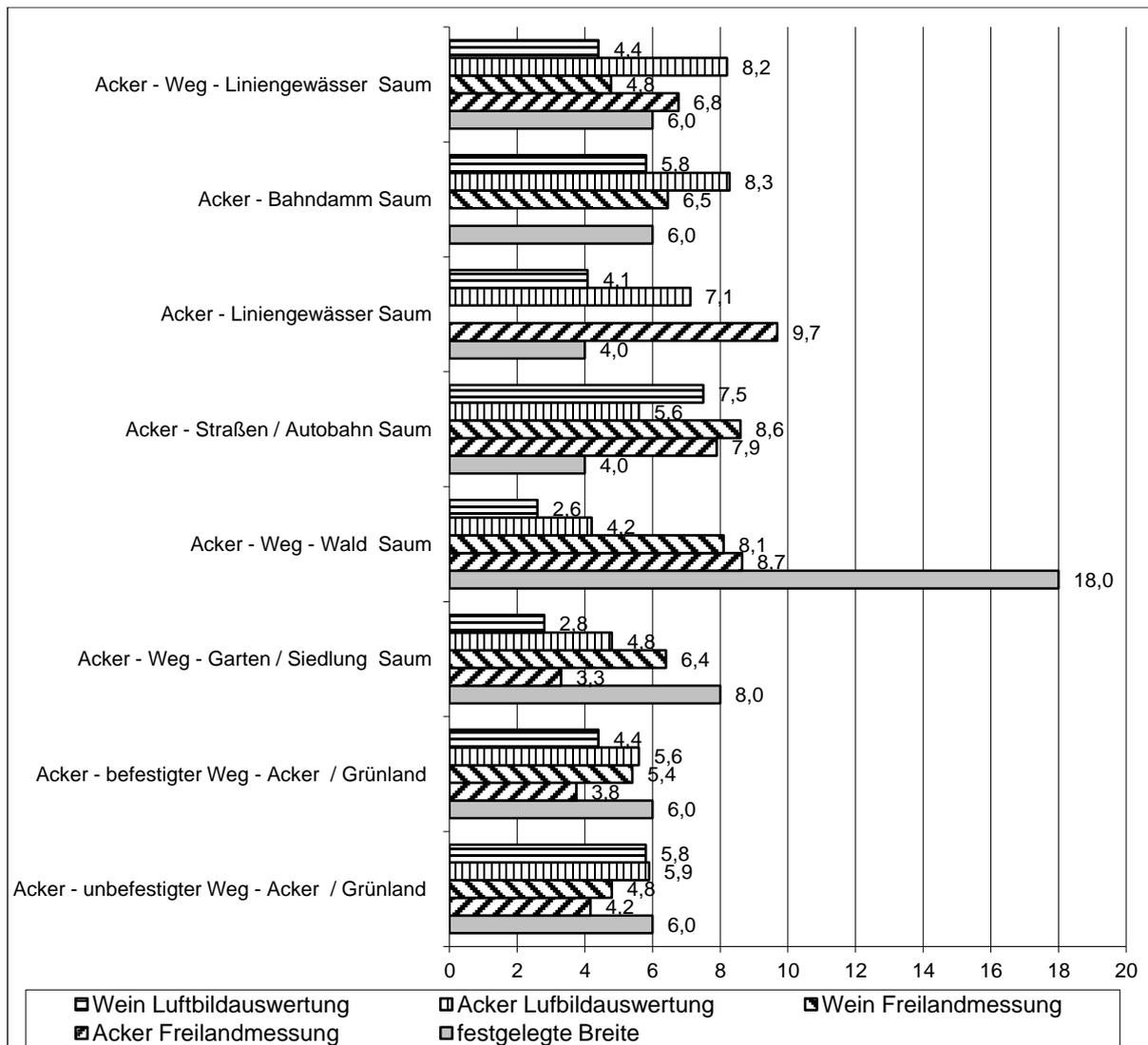


Abb. 40 Vergleich der Saumbreiten aus Freiland- und Luftbildauswertungen

Im Ergebnis der Luftbildauswertungen ist festzuhalten, dass es möglich ist, die Saumbreiten insbesondere an Feldwegen, welche die Mehrzahl aller Säume ausmachen, zu verifizieren. Weiterhin ist es möglich eine Unterscheidung von befestigten und unbefestigten Feldwegen vorzunehmen. Verwendet man als ausreichende Stichprobe von Luftbildern ca. 2 bis 5 % der Fläche des Naturraumes, kann auch das Verhältnis zwischen den befestigten und unbefestigten Feldwegen objektiv eingeschätzt werden und für die Berechnung der Ausstattung mit Kleinstrukturen in einer Landschaft verwendet werden.

4.5.1.3 GIS-Analysen

Speziell für die Generierung von Verteilungen für Heckenbreiten wurden zudem GIS-Analysen auf Grundlage von Daten der terrestrischen HNV-Kartierung vorgenommen (Kap. 3.5.6). Die Verteilung der mittleren Heckenbreiten für Deutschland ist bimodal (Anhang, Abb. 63) und signalisierte dadurch bereits regionale Unterschiede (Abb. 63). Der Median-Wert lag hier bei 7,97 m, der Mittelwert bei 8,4 m. Beide GIS-basiert ermittelten Werte sind höher als die Breitenmessungen von Hecken im Gelände (s.o.).

Die Auswertung nach Bundesländern verdeutlichten die Unterschiede zwischen den Bundesländern (Tab. 42). Daher kann die Regionalisierung der Parameter für eine Zufallsverteilung von Saumbreiten sinnvoll ist.

Tab. 42 Statistische Kennzahlen der Heckenbreiten nach GIS-Analysen

Bundesland	N	Mittelwert	SD	Median	75.Perzentil	90.Perzentil
Baden-Württemberg	370	10,09	3,84	10,37	7,06	4,58
Bayern	453	9,87	3,44	10,06	7,18	5,03
Brandenburg	115	10,55	3,87	10,80	7,67	5,27
Hessen	217	10,15	3,62	10,22	7,09	5,55
Mecklenburg-Vorpommern	149	11,39	3,63	11,46	8,93	6,69
Niedersachsen	539	7,44	3,61	6,51	4,7	3,38
Nordrhein-Westfalen	337	6,03	3,90	4,78	3,02	2,11
Rheinland-Pfalz	212	10,81	3,72	10,57	8,23	5,50
Saarland	236	11,17	3,54	11,12	8,77	6,09
Sachsen	108	12,0	3,62	12,26	9,22	6,78
Sachsen-Anhalt	89	11,31	3,52	10,94	8,70	6,85
Schleswig-Holstein	955	4,98	2,92	5,45	4,05	2,71
Thüringen	389	9,28	3,39	9,25	6,75	4,81
Deutschland	4169	8,38	4,21	7,97	4,625	3,30

4.5.2 Gewässerstruktur

Für die Erfassung gewässermorphologischer Parameter wurden ausschließlich Geländeaufnahmen in fünf Regionen (Tab. 43) durchgeführt. Es wurden 218 gewässermorphologische Aufnahmen im Frühjahr und Herbst (nur Bodenseegebiet) an 176 Standorten durchgeführt (Tab. 43). Die Zahl der zur Verfügung stehenden Beobachtungen kann zwischen den Fragestellungen abweichen, da z.B. die Vor-Ort-Situation die Erfassung des Parameters nicht zuließ.

Tab. 43 Anzahl der Standorte und Aufnahmen nach Obstbauregion

Obstbauregion		Standorte	Aufnahmen	5101	5101	5103	5103
Nr	Bezeichnung	N	N	BRG 3	BRG <> 3	BRG 3	BRG <> 3
R1	Bodensee / Oberschwaben	48	90	46	2	-	-
R4	Sachsen	24	24	24	-	-	-
R7	Mecklenburg-Vorpommern	31	31	10	2	29	-
R8	Brandenburg	22	22	14	5	3	-
R9	Thüringen / Sachsen-Anhalt	41	41	32	7	2	-
R	Alle Regionen	176	218	126	16	34	-



Abb. 41 Feldaufnahmen zur Gewässermorphologie: (links) Region Bodensee (R1, Frühjahr): Obstanlage in direkter Nachbarschaft zum Gewässer. Das Gewässer ist durch Stauden und Gräser im Böschungsbereich deutlich überwachsen. (rechts) Region Oderbruch (Herbst): Ackerschlag in direkter Nachbarschaft zu einem beräumten Graben (Fotos: Golla/JKI).

4.5.2.1 Fließgeschwindigkeit

Im Zusammenhang mit der Fließgeschwindigkeit wurden die folgenden Fragestellungen untersucht:

- (1) Unterscheiden sich die Fließgeschwindigkeiten der Regionen hinsichtlich der Frühlingsaufnahmen?
- (2) Unterscheiden sich die Fließgeschwindigkeit im Anbaugbiet Bodensee / Oberschwaben hinsichtlich der Frühlings- und Herbstaufnahmen?



Abb. 42 Region Bodensee (R1): Obstanlage in direkter Nachbarschaft zum Gewässer (rechte Uferseite), Frühlingsaufnahme. Das Gewässer ist als deutlich fließend erkennbar (Foto: Golla/JKI).

Für die Auswertungen standen insgesamt 128 Beobachtungen (87 Frühlingsaufnahmen, 41 Herbstaufnahmen) zur Verfügung. Statistische Maßzahlen und die Testergebnisse (Tukey Test) sind in Tab. 44 gelistet. Statistische Unterschiede zwischen den Fließgeschwindigkeiten der Frühlingsmessungen in den Anbauregionen konnten nicht nachgewiesen werden. Sie werden als eine gemeinsame Gruppe betrachtet. Im Gegensatz dazu unterscheiden sich die Frühlingsaufnahmen von den Herbstaufnahmen im Anbaugbiet Bodensee / Oberschwaben signifikant.

Tab. 44 Mittlere Fließgeschwindigkeit v [m/s]: Mittelwerte der Regionen mit weiteren ausgewählten statistischen Maßzahlen

Region	Valid N	Mean	Std Dev	Var	p 90	Median	p 10	Lower CL95 Mean	Upper CL95 Mean
A R1	38	0,30	0,21	0,05	0,59	0,24	0,10	0,23	0,37
B R1_H	41	0,44	0,22	0,05	0,77	0,40	0,23	0,37	0,51
A R4	12	0,16	0,11	0,01	0,30	0,15	0,06	0,09	0,23
A R7	7	0,25	0,15	0,02	0,48	0,21	0,03	0,12	0,39
A R8	6	0,19	0,06	0,00	0,26	0,20	0,12	0,13	0,25
A R9	24	0,32	0,13	0,02	0,52	0,33	0,18	0,26	0,37
Gruppe A	87	0,28	0,18	0,03	0,50	0,24	0,10	0,24	0,31

Regionen gleicher Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant (Tukey-Test, $\alpha = 0.05$).

Aus den Geländemessungen zur Fließgeschwindigkeit v kann als reziproker Wert die Verweildauer t/L abgeleitet werden, der die Aufenthaltsdauer t (Fließzeit) eines Wasserkörpers im Verhältnis zur Länge des Gewässerabschnitts L beschreibt. Diese Größe kennzeichnet die Dauer, für die eine Konzentration in einem Gewässerabschnitt theoretisch wirksam ist (Bach et al. 2004). Für die Gruppe A beträgt danach die Verweildauer t/L im Mittel 5,57 [s/m].

4.5.2.2 Breite und Tiefe der Gewässer

Es wurden die folgenden Fragestellungen analysiert:

- (1) Unterscheiden sich die einzelnen Parameter Gewässerbreite, Gewässertiefe, Breiten-Tiefe-Verhältnis der Regionen bezüglich der Frühlingsaufnahmen?
- (2) Unterscheiden sich die genannten Parameter zwischen den Frühlings- und Herbstaufnahmen im Anbaugebiet Bodensee / Oberschwaben?
- (3) Besteht ein statistischer Zusammenhang zwischen der Gewässerbreite und –tiefe?

Für die Auswertungen der genannten Parameter standen insgesamt 148 Beobachtungen zur Verfügung. Statistische Maßzahlen und die Testergebnisse (Tukey Test) für die Gewässerbreite sind in Tab. 45 dargestellt. Die Regionen Bodensee (R1), Sachsen (R4) und Thüringen/Sachsen-Anhalt (R9) unterscheiden sich signifikant von den Regionen Brandenburg (R8) und Mecklenburg-Vorpommern (R7). Innerhalb der zwei Gruppen (A und B) können keine statistischen Unterschiede nachgewiesen werden. Die Gewässerbreiten der Frühlings- und Herbstaufnahmen im Anbaugebiet Bodensee / Oberschwaben sind nicht signifikant unterschiedlich.

Tab. 45 Gewässerbreite e [m]: Mittelwerte mit weiteren ausgewählten statistischen Maßzahlen

Region	Valid N	Mean	Std Dev	Var	p 90	Median	p 10	Lower CL95 Mean	Upper CL95 Mean
A R1	42	1,27	1,06	1,12	2,00	1,00	0,50	0,94	1,60
A R1_H	41	1,54	1,19	1,43	2,50	1,30	0,60	1,16	1,91
A R4	13	1,28	0,60	0,36	1,60	1,30	0,70	0,91	1,64
B R7	8	2,11	0,65	0,42	2,80	2,25	0,80	1,57	2,66
B R8	13	2,34	1,18	1,39	4,10	2,30	0,70	1,63	3,05
A R9	31	1,51	0,92	0,84	2,80	1,40	0,60	1,17	1,85
Gruppe A	127	1,42	1,03	1,07	2,60	1,10	0,60	1,23	1,60
Gruppe B	21	2,25	1,00	0,99	3,40	2,30	0,80	1,80	2,71

Regionen gleicher Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant (Tukey-Test, $\alpha = 0.05$).

Bezüglich der Gewässertiefe unterscheidet sich die Region Brandenburg (R8) signifikant von den anderen Gebieten. Für diese Gruppe der übrigen Gebiete (Gruppe A) können keine statistischen Unterschiede nachgewiesen werden (Tab. 46).

Bezüglich des Breite-Tiefe-Verhältnisses F zeigen die Testergebnisse keine signifikanten Unterschiede zwischen den Regionen (Tab. 47). Es besteht darüber hinaus eine Korrelation zwischen Gewässerbreite und der Gewässertiefe (Spearman's R = 0.680; $p < 0,001$).

Tab. 46 Gewässertiefe f [m]: Mittelwerte mit weiteren ausgewählten statistischen Maßzahlen

Region	Valid N	Mean	Std Dev	Var	p 90	Median	p 10	Lower CL95 Mean	Upper CL95 Mean
A R1	42	0,12	0,09	0,01	0,20	0,09	0,04	0,09	0,15
A R1_H	41	0,26	0,20	0,04	0,55	0,20	0,08	0,19	0,32
A R4	13	0,16	0,10	0,01	0,30	0,10	0,06	0,10	0,22
A R7	8	0,19	0,13	0,02	0,50	0,17	0,10	0,08	0,30
B R8	13	0,45	0,40	0,16	1,00	0,20	0,08	0,21	0,70
A R9	31	0,15	0,16	0,03	0,25	0,10	0,05	0,09	0,21
Gruppe A	135	0,18	0,16	0,03	0,35	0,10	0,05	0,15	0,20

Regionen gleicher Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant (Tukey-Test, $\alpha = 0,05$).

Tab. 47 Breite-Tiefe-Verhältnis F: Mittelwerte mit weiteren ausgewählten statistischen Maßzahlen

Region	Valide N	Mean	Std Dev	Var	p 90	Median	p 10	Lower CL95 Mean	Upper CL95 Mean
A R1	42	13,29	8,72	75,98	30,00	10,40	4,50	10,58	16,01
A R1_H	41	7,91	5,30	28,10	15,42	7,00	3,00	6,24	9,59
A R4	13	9,65	3,61	13,01	14,00	10,00	5,00	7,47	11,83
A R7	8	13,67	6,62	43,78	27,00	13,28	4,60	8,14	19,20
A R8	13	11,70	12,45	154,99	33,33	6,00	3,00	4,18	19,23
A R9	31	13,69	7,16	51,23	22,00	10,67	6,50	11,06	16,31
Gruppe A	148	11,45	7,82	61,17	22,00	10,00	3,40	10,18	12,72

Regionen gleicher Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant (Tukey-Test, $\alpha = 0,05$).

4.5.2.3 Entfernung zwischen Gewässer und Obstanlage

Die Entfernung zwischen Gewässer und Obstanlage wurde in Teilmessungen vorgenommen (vgl. Tab. 48 bis Tab. 50). Für die Auswertung des Abstandsmaßes „mittlere Böschungsbreite“ standen 157 Messungen zur Verfügung.

Die Testergebnisse zeigen, dass sich die Regionen R7 und R9 nicht signifikant unterscheiden. Gegenüber den übrigen Regionen unterscheiden sich R7 und R9 signifikant. Die Gruppen der übrigen Gebiete (Gruppe A) unterscheiden sich statistisch nicht voneinander (Tab. 48).

Tab. 48 Mittlere Böschungsbreite a in [m]: Mittelwerte mit weiteren ausgewählten statistischen Maßzahlen

Region	Valid N	Mean	Std Dev	Var	p 90	Median	p 10	Lower CL95 Mean	Upper CL95 Mean
A R1	39	1,49	0,97	0,93	3,00	1,35	0,25	1,18	1,81
A R1_H	39	1,13	0,84	0,70	2,75	0,90	0,25	0,86	1,40
A R4	15	0,95	0,40	0,16	1,40	1,00	0,35	0,73	1,17
B R7	8	2,06	0,84	0,70	2,95	2,43	0,50	1,36	2,76
A R8	14	1,49	1,01	1,03	2,80	1,23	0,30	0,90	2,07
B R9	30	2,17	1,13	1,27	4,13	2,15	1,05	1,75	2,59
Gruppe A	107	1,28	0,88	0,78	2,75	1,00	0,25	1,11	1,45
Gruppe B	38	2,15	1,06	1,13	4,00	2,20	0,90	1,80	2,50

Regionen gleicher Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant (Tukey-Test, $\alpha = 0,05$).

Die Messung des Abstands zwischen Böschungsoberkante und Stamm des Obstbaums der ersten Baumreihe erfolgt in den Regionen Bodensee (R1) und Mecklenburg-Vorpommern (R7) und zwar dort, wo nach Datenmodell des ATKIS Basis-DLM eine direkte Nachbarschaft zwischen Applikationsfläche und Gewässer angezeigt war. Für diese Auswertung standen 59 Messungen an Obstanlagen mit direkter Nachbarschaft zu Fließgewässern oder Gräben zur Verfügung. In einzelnen Fällen ($n = 11$) wurden auch die Breite der Fahrgasse und der Kronenradius ($n = 16$) in den Regionen R1, R4 und R7 bestimmt. Diese Angaben werden verwendet, um den in der Expositionsabschätzung für Raumkulturen üblichen Mindestabstand von 3 m (FOCUS 2002), bezogen auf den Abstand von Mitte der Fahrgasse zur Böschungsoberkante, auf ihre Relevanz in der Praxis einzuschätzen.

Tab. 49 Breite der Fahrgasse g und des Kronenradius k in [m]: Mittelwerte mit weiteren ausgewählten statistischen Maßzahlen

Parameter	Valide N	Mean	Std Dev	Var	p 90	Median	p 10
Fahrgasse	11	1,18	0,33	0,11	1,50	1,20	0,80
Kronenradius	16	0,94	0,80	0,63	1,60	0,65	0,40

Tab. 50 Entfernung zwischen Böschungsoberkante und Stamm m_2 in [m]: Mittelwerte mit weiteren ausgewählten statistischen Maßzahlen

Region	Valide N	Mean	Std Dev	Var	p 90	Median	p 10	Lower CL95 Mean	Upper CL95 Mean
A R1	30	6,56	1,05	1,09	8,20	6,20	5,45	6,17	6,95
B R7	29	21,97	15,50	240,37	44,00	14,30	9,90	16,07	27,86

Regionen gleicher Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant (Tukey-Test, $\alpha = 0,05$).

In der Tab. 49 sind die Ergebnisse für die Messung zur Fahrgassenbreite und zum Kronenradius dargestellt. Tab. 50 stellt die Ergebnisse der Entfernung zwischen Böschungsoberkante und Stamm der ersten Baumreihe dar. Statistische Unterschiede zwischen den beiden Regionen hinsichtlich der Entfernung m_2 wurden nachgewiesen.

Im Bodenseegebiet (R1) beträgt die mittlere Distanz zwischen Böschungsoberkante und dem Stamm der ersten Baumreihe $m_{m,2} = 6.6$ m; in der Anbauregion Mecklenburg-Vorpommern (R9) $m_{m,2} = 22$ m. In 10% der Fälle ist in R1 die Entfernung geringer als 5,5 m bzw. 9,9 m in R9.

Für die Berechnung der Exposition ist die Distanz zwischen Böschungsoberkante und Mitte der ersten Fahrgasse relevant (BBA 1992). Die Böschungsoberkante als Bezugspunkt leitet sich aus dem Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen (PflSchG 2012) ab. In und unmittelbar an oberirdischen Gewässern ist ihre Nutzung verboten (PflSchG § 12 Abs. 2). Die Mitte der ersten Fahrgasse ergibt sich als zweiter Bezugspunkt aus der Versuchsanordnung bei Raumkulturen für die Messung von direkter Abdrift im Freiland (BBA 1992). Die minimale abdriftrelevante Distanz A_{rel} , als Abstand zwischen Böschungsoberkante und Mitte der ersten Fahrgasse, ergibt sich Gleichung 19:

$$A_{rel} = m_2 - (k + g * 1/2) \quad \text{Gleichung 19}$$

m_2 = Abstand zwischen Böschungsoberkante und Stamm
 k = Abstand von der Krone zum Stamm
 g = Breite der Fahrspur

Die mittlere minimale abdriftrelevante Distanz $A_{m,rel}$ aus Gleichung 20:

$$A_{m,rel} = m_{m,2} - (k_m + g_m * 1/2) \quad \text{Gleichung 20}$$

$A_{m,rel}$ beträgt für R1 $A_{m,rel} = 5.1$ m und R2 $A_{m,rel} = 20.5$ m. Berechnete man A_{rel} mit dem 10. Perzentil des Parameters m_1 und den Mittelwerten k_m und g_m ergibt dies für R1 in 90% der Fälle ein Abstand von $A_{p10,rel} \geq 4.0$ m; für R7 $A_{p10,rel} \geq 8.4$ m.



Abb. 43 Region Mecklenburg-Vorpommern (R7): Obstanlage in direkter Nachbarschaft zum Gewässer (linke und rechte Uferseite), Frühjahrsaufnahme. Das Gewässer (Graben) ist durch Stauden und Gräser im Böschungsbereich sowie emerse Vegetation deutlich überwachsen (Foto: Golla/JKI).

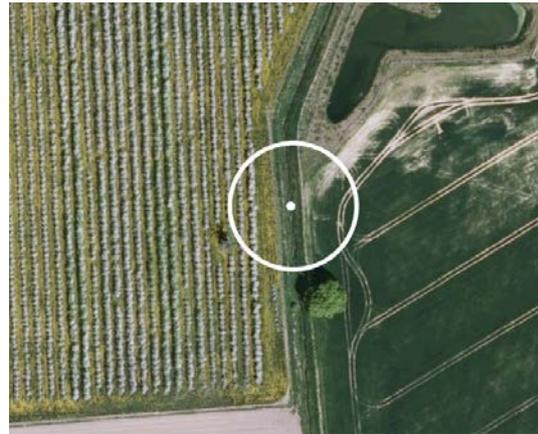


Abb. 44 Region Mecklenburg-Vorpommern (R7): Aufnahme aus dem Luftbild. Obstanlage in direkter Nachbarschaft zum Gewässer (rechte Uferseite), Frühjahrsaufnahme. Die abdriftrelevante Entfernung zwischen Gewässer (Graben) und Applikationsfläche beträgt $A_{rel} = 12$ m. Die mittlere Breite der Böschung beträgt $a = 2$ m (Hintergrund: Geoinformationen © Vermessungsverwaltungen der Bundesländer und BKG).

4.5.2.4 Übereinstimmung zwischen Lar¹schaft und Landschaftsmodell

Neben der Aufnahme gewässermorphologischer Parameter wurden die Freiland-Erhebungen genutzt, um die Vor-Ort Situation mit dem ATKIS-Basis-DLM zu vergleichen. Es wurden im Gelände an 174 Standorten die Gewässer nach ATKIS-Objektarten „Strom, Fluss, Bach“ (OA5101) und „Graben, Kanal“ (OA5103) unterschieden. An 171 Standorten wurden beidseitig des Gewässers (342 Beobachtungen) die Landnutzung bzw. Bodenbedeckung für den Bereich „Gewässerrandstreifen“ (einschl. Uferbereich) und das anschließende „Gewässerumfeld“ Vor-Ort nach ATKIS-Objektarten jeweils räumlich getrennt klassifiziert. Für die nachfolgende Auswertung werden die Vor-Ort-

Klassifizierung und das ATKIS-Landschaftsmodell verglichen. Abb. 45 stellt für 342 Beobachtungspunkte die dort nach ATKIS-Basis-DLM modellierten Objektarten und deren Häufigkeit dar.

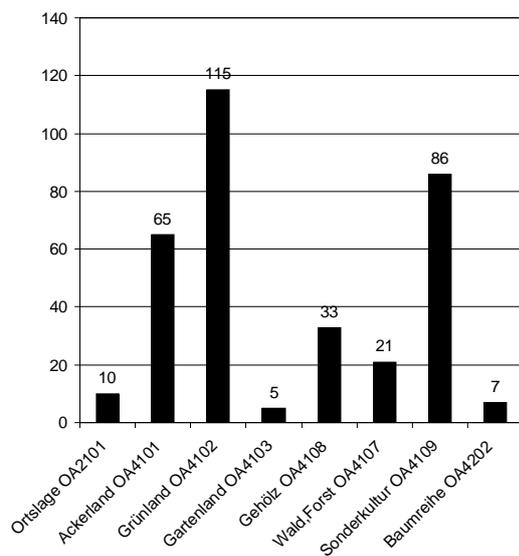


Abb. 45 Objektarten und Häufigkeiten für 342 Beobachtungspunkte nach ATKIS Datenlage

Nach ATKIS grenzen 86 Obstanlagen (OA4109) direkt an ein Gewässer. Im Vergleich zu den Freiland-Erhebungen wird diese Nutzung im Bereich „Gewässerumfeld“ zu 94% bestätigt. In 6% der Fälle wurden Vor-Ort „Wald/Forst“ (OA4107), „Gehölz“ (OA4108) oder „Grünland“ (OA4102) klassifiziert. Für 80 der 86 Beobachtungen liegen Erhebungen für den Bereich „Gewässerrandstreifen“ vor. Dieser Bereich gibt Auskunft darüber, ob zwischen Obstanlage und Gewässer zusätzliche expositionsrelevante Landschaftsstrukturen vorzufinden waren, die nach ATKIS-Datenlage nicht erkennbar sind. In 32% der Beobachtungen ist ein Rasenstreifen (Breite > 6m) zwischen Obstanlage (Stamm der ersten Baumreihe) und Gewässer (Böschungsoberkante) (OA4102). In 31% der Beobachtungen wurde eine dichte Ried/Röhricht-Vegetation kartiert (OA4106), in 27% Gehölzflächen (OA4108).

Nach ATKIS grenzen 54 Wald- oder Gehölzflächen (OA4107, OA4108) direkt an ein Gewässer. In den Freiland-Erhebungen wird dies zu 100% bestätigt.

Die Vor-Ort Beurteilung des Gewässertyps stimmt im Bodenseegebiet zu 100% mit ATKIS überein. In den Regionen Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen und Thüringen/Sachsen-Anhalt ist jeweils eine Beobachtung Vor-Ort als Graben (OA5103) angesprochen worden, während diese in ATKIS als Fließgewässer (OA5101) erfasst sind. Bezüglich der ATKIS-Breitenklasse (BRG) zeigt der Vergleich für die Klasse 3 (bis 3 m; durchschnittliche Breite des Objekts über einen längeren Abschnitt (AdV 2003), dass 7 von 126 Fließgewässern und 9 von 36 Gräben im Gelände mit einer größeren Wasserspiegelbreite als im ATKIS erfasst wurden. Für die Breitenklasse 6 (3 m bis 6 m) wurden in 2 von 16 Fällen im Gelände eine Wasserspiegelbreite festgestellt, die weniger als 3 m betrug, nämlich 1,8 m und 1,9 m.

4.5.3 Breitenverteilung für Nachbarschaftstypen

Breiteninformationen von Nichtzielflächen und Refugien wurden sowohl in der Expositionsmodellierung (Kap. 3.8) als auch in der Berechnung des terrestrischen Refugienindex (Kap. 3.6.5) benötigt. Für die quantitativ bedeutsamsten Nachbarschaftsarten wurden die Ergebnisse der Geländemessungen bundesweit zusammengefasst (Anhang, Tab. 74) und daraus statistische Kennwerte für die Bestimmung der Breite von Nichtzielflächen oder Refugien, abgeleitet (Tab. 51). Den Nachbarschaftsarten, für die keine Breiten aus den Feldmessungen vorlagen, wurde die Breite einer ähnlichen Nachbarschaftsart zugewiesen. Für keine der Refugien des NB-Typ 3 (Refugien durch 2 oder mehr Linienstrukturen unterbrochene Nachbarschaft zwischen Zielflächen und sonstigen flächenhaften Nutzungen) lagen keine Messungen vor. Auf alle Nachbarschaftsarten wurde die Breiten des NB-TYP 2 ‚Wald--Fahrweg--Gehölz‘ zu geordnet.

Für die Expositionsmodellierung wird für komplexe Nachbarschaften (NB-Typ 1 und 2) nur die Saumbreite der nächsten Nichtzielfläche berücksichtigt (Tab. 51, unterstrichener Teil der

Nachbarschaftsart). In die Quantifizierung des Refugienanteils (Kap. 3.6.5) gehen entsprechend die weiteren Teile des Nichtzielflächenkomplexes ein.

Tab. 51 Statistische Kennzahlen der Breite der Nachbarschaftstypen als Nichtzielflächen

NB-TYP	Beschreibung	Anteil	Saumbreite (Normalverteilung abhängig von Nachbarschaftstyps)			
			d _{min}	d _{max}	d _{mean}	d _{std}
1	Nichtzielflächen durch direkte Nachbarschaft von Zielflächen zu sonstigen flächenhaften Nutzungen					
1.1	Ackerland--Grünland	36,68	1,3	6	3,87	1,89
1.2	Ackerland--Wald	28,14	2,9	16,2	7,9	4
1.3	Ackerland--Siedlungsflächen	20,22	0,5	8,1	2,27	2,57
1.4	Ackerland--Gehölz	6,14	3,9	15,3	6,83	3,99
1.5	Ackerland--Sonderkultur	1,48	0,3	18,2	6,02	4,43
1.6	Ackerland--Gewässer	1,32	3,8	10,9	6,52	3,42
1.7*	Ackerland--Unland	1,19	1,3	6	3,87	1,89
1.8*	Ackerland--Streuobstwiese	1,18	0,3	18,2	6,02	4,43
1.9	Ackerland--Kanal	0,73	0,5	24	7,16	4,54
1.10*	Sonderkultur--Siedlungsflächen	0,66	0,5	8,1	2,27	2,57
	Anteil an Gesamtlänge NB-Typ 1	97,75				
2	NB-Typ 2: Nichtzielflächen durch eine Linienstruktur unterbrochene Nachbarschaft zwischen Zielflächen und sonstigen flächenhaften Nutzungen					
2.1	<u>Ackerland--Fahrweg</u> --Ackerland	33,96	0,1	12,5	2,22	2,09
2.2	<u>Ackerland--Fahrweg</u> --Grünland	12,53	0,1	12,5	2,22	2,09
2.3	<u>Ackerland--Fahrweg</u> --Wald	9,13	0,1	12,5	2,22	2,09
2.4	Ackerland--(Linien)Gewässer--Ackerland	7,23	0,5	24	7,16	4,54
2.5	Ackerland--Straße--Ackerland	5,81	0,35	13,3	3,23	2,02
2.6	<u>Ackerland--(Linien)Gewässer</u> --Grünland	4,78	0,5	24	7,16	4,54
2.7	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Ackerland	4,03	0,5	5,45	2,46	1,2
2.8	<u>Ackerland--Fahrweg</u> --Siedlungsflächen	3,13	0,1	12,5	2,22	2,09
2.9	<u>Ackerland--Straße</u> --Siedlungsflächen	2,96	0,35	13,3	3,23	2,02
2.10	<u>Ackerland--Straße</u> --Grünland	2,90	0,35	13,3	3,23	2,02
	Anteil an Gesamtlänge NB-Typ 2	86,47				
3	NB-Typ 3: Nichtzielflächen durch 2 oder mehr Linienstrukturen unterbrochene Nachbarschaft zwischen Zielflächen und sonstigen flächenhaften Nutzungen					
3.1	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Fahrweg--Ackerland	10,04	0,5	5,45	2,46	1,2
3.2	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Straße--Ackerland	6,37	0,5	5,45	2,46	1,2
3.3	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Straße--Hecke/Baumreihe--Ackerland	5,44	0,5	5,45	2,46	1,2
3.4	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Fahrweg--Hecke/Baumreihe--Ackerland	4,74	0,5	5,45	2,46	1,2
3.5	Ackerland--Fahrweg--(Linien)Gewässer--Ackerland	3,79	0,1	12,5	2,22	2,09
3.6	Ackerland--Hecke/Baumreihe--(Linien)Gewässer--Ackerland	3,56	0,5	5,45	2,46	1,2
3.7	<u>Ackerland--Fahrweg</u> --(Linien)Gewässer--Grünland	2,60	0,1	12,5	2,22	2,09
3.8	Ackerland--Fahrweg--(Linien)Gewässer--Ackerland	1,81	0,1	12,5	2,22	2,09
3.9	<u>Ackerland--Hecke/Baumreihe</u> --Straße--Siedlungsflächen	1,63	0,5	5,45	2,46	1,2
3.10	Ackerland--(Linien)Gewässer--Fläche zur Zeit unbenutzt-- Fahrweg--Ackerland	1,40	0,5	24	7,16	4,54
	Anteil an Gesamtlänge NB-Typ 3	41,39				

* Breite einer ähnlichen Nachbarschaftsart;

Tab. 52 Statistische Kennzahlen der Breite der Nachbarschaftstypen als Refugien (Anteil in [%], Breite in [m])

NB-TYP	Beschreibung	Anteil	Saumbreite (Normalverteilung abhängig von Nachbarschaftstyps)			
			d _{min}	d _{max}	d _{mean}	d _{std}
1	Refugien durch direkte Nachbarschaft von flächenhaften Nutzungen (ausgenommen Zielflächen)					
1.1	Grünland--Wald	32,6	1,3	6	3,87	1,89
1.2	Grünland--Siedlungsflächen	21,1	0,5	8,1	2,27	2,57
1.3	Wald--Siedlungsflächen	7,1	0,5	8,1	2,27	2,57
1.4	Grünland--Gehölz	6,3	1,3	6	3,87	1,89
1.5	Grünland--Kanal	4,1	3,8	10,9	6,52	3,42
1.6	Grünland--Gewässer	3,7	3,8	10,9	6,52	3,42
1.7	Wald--Gewässer	2,7	3,8	10,9	6,52	3,42
1.8	Gehölz--Siedlungsflächen	2,1	0,5	8,1	2,27	2,57
1.9	Wald--Gehölz	1,8	3,9	15,3	6,83	3,99
1.10	Gewässer--Siedlungsflächen	1,3	1,3	3,8	10,9	6,52
	Anteil an Gesamtlänge NB-Typ 1	82,9				
2	NB-Typ 2: Refugien durch eine Linienstruktur unterbrochene Nachbarschaft zwischen flächenhaften Nutzungen (ausgenommen Zielflächen)					
2.1	Grünland--(Linien)Gewässer --Grünland	23,7	0,5	24	7,16	4,54
2.2	Grünland-- Fahrweg --Grünland	17,3	0,1	12,5	2,22	2,09
2.3	Grünland-- Fahrweg --Wald	10,3	0,1	12,5	2,22	2,09
2.4	Grünland-- Straße --Siedlungsflächen	4,4	0,35	13,3	3,23	2,02
2.5	Grünland-- Straße --Grünland	4,1	0,35	13,3	3,23	2,02
2.6	Grünland-- Straße --Wald	4,0	0,35	13,3	3,23	2,02
2.7	Grünland-- Fahrweg --Siedlungsflächen	3,5	0,1	12,5	2,22	2,09
2.8	Grünland-- Hecke/Baumreihe --Grünland	2,6	0,5	5,45	2,46	1,2
2.9	Wald-- Fahrweg --Siedlungsflächen	1,9	0,1	12,5	2,22	2,09
2.10	Grünland-- Fahrweg --Gehölz	1,6	0,1	12,5	2,22	2,09
	Anteil an Gesamtlänge NB-Typ 2	79,5				
3	NB-Typ 3: Refugien durch 2 oder mehr Linienstrukturen unterbrochene Nachbarschaft zwischen Zielflächen und sonstigen flächenhaften Nutzungen					
3.1*	Grünland--(Linien)Gewässer --Fahrweg--Grünland	5,50	3,5	12,9	6,59	2,48
3.2*	Grünland--Hecke/Baumreihe--(Linien)Gewässer--Grünland	3,83	3,5	12,9	6,59	2,48
3.3*	Grünland--Hecke/Baumreihe--Fahrweg--Grünland	2,70	3,5	12,9	6,59	2,48
3.4*	Grünland--(Linien)Gewässer--Fahrweg--Wald	2,15	3,5	12,9	6,59	2,48
3.5*	Grünland--(Linien)Gewässer--Fahrweg--Wald	1,69	3,5	12,9	6,59	2,48
3.6*	Grünland--Hecke/Baumreihe--Straße--Grünland	1,40	3,5	12,9	6,59	2,48
3.7*	Gehölz--Bundesstraße--Gehölz	1,26	3,5	12,9	6,59	2,48
3.8*	Grünland--(Linien)Gewässer--Straße--Grünland	1,24	3,5	12,9	6,59	2,48
3.9*	Grünland--Hecke/Baumreihe--Fahrweg--Wald	0,93	3,5	12,9	6,59	2,48
3.10*	Grünland--Fahrweg--Straße--Grünland	0,91	3,5	12,9	6,59	2,48
	Anteil an Gesamtlänge NB-Typ 3	21,6				

* Breite einer ähnlichen Nachbarschaftsart

4.6 Modellierung der Abdrift

Die logarithmierten Versuchsmittelwerte konnten für jeden Messabstand x mit einer Normalverteilung dargestellt werden. Die Normalverteilungen wiederum konnte durch einen Mittelwert und eine Standardabweichung beschrieben werden. Mittels nicht linearer Regression (PROC NLIN, SAS 2002) wurden Funktionen ermittelt (Abb. 46), welche die logarithmierten Mittelwerte (Gleichung 21) und Standardabweichungen (Gleichung 22) in Abhängigkeit zur Entfernung y beschreiben. Die empirischen Parameter der Funktionen sind in Tab. 53 dargestellt.

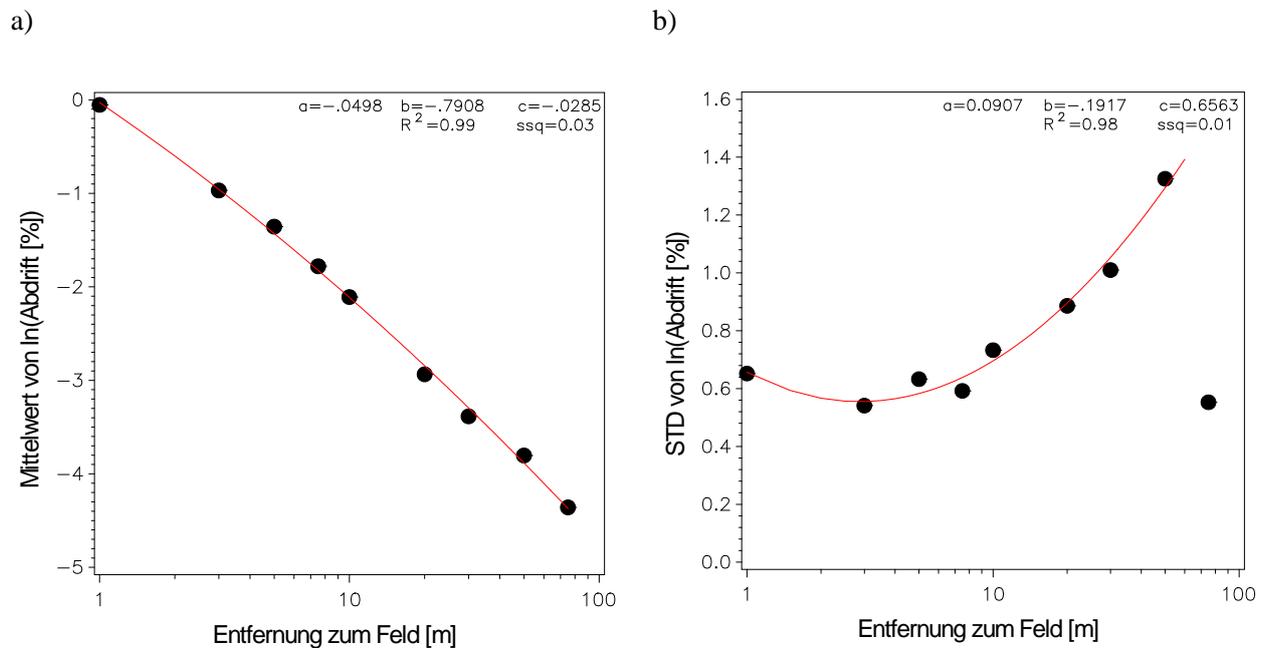


Abb. 46 Regressionen an die Mittelwerte der logarithmierten Versuchsmittelwerte (a) und der logarithmierten Standardabweichungen (b) bei Messabstand x exemplarisch für den Feldbau

$$m_lndrift_{(y)} = a \times \ln(y)^2 + b \times \ln(y) + c \quad \text{Gleichung 21}$$

$$s_lndrift_{(y)} = a \times \ln(y)^2 + b \times \ln(y) + c \quad \text{Gleichung 22}$$

$m_lndrift_{(y)}$	Mittelwerte (mean) des Logarithmus eines Abdriftwertes bei Entfernung y
$s_lndrift_{(y)}$	Standardabw. (SD) des Logarithmus eines Abdriftwertes bei Entfernung y
y	Georeferenzierte Entfernung einer Nichtzielfläche, bei Gewässerabschnitten der Entfernung zur Applikationsfläche in Windrichtung WR_j
a, b, c	empirische Parameter der polynomischen Funktionen (2. Ordnung)

Für die Simulation realistischer Abdriftwerte wurde für alle Nichtzielflächen, entsprechend der deren Entfernung y zur Applikationsfläche, der logarithmierte Mittelwert $m_lndrift_{(y)}$ und die logarithmierte Standardabweichungen $s_lndrift_{(y)}$ bestimmt. Anschließend wurde ein logarithmierter Abdriftwert gezogen, indem $m_lndrift_{(y)}$ und $s_lndrift_{(y)}$ in eine Funktion für zufällige (*rand*) Normalverteilungen (*norm*) eingesetzt wurden (Gleichung 23). Die modellierte Abdrift entspricht der Gleichung 24.

Tab. 53 Empirische Parameter der polynomischen Funktionen (a, b, c, d) und der Schnittpunkt der Funktionen (H)

Kulturtypen	Entwicklungsstadium		a	b	c	d	H [m]	
Feldbau	alle	mean	-0,498	-0,7908	-0,0285	--	--	--
		SD	0,0907	-0,1917	0,6563	--	--	--
Hopfenbau	alle	mean	-0,4062	0,0698	2,7463	--	--	--
		SD	0,3549	0,0000	-0,4584	2,5214	22,205	--
Weinbau	alle	mean	-0,2747	-0,4235	2,3197	--	--	--
		SD	0,0284	0,305	--	--	--	--
Obstbau	früh	mean	-0,4346	0,3967	2,9852	--	--	--
		SD	0,2175	0,1665	--	--	--	--
	spät	mean	-0,2994	-0,2672	2,5292	--	--	--
		SD	0,2163	0,3871	--	--	--	--

$$\ln drift_{(y)} = rand(norm; m_ln drift_{(y)}, s_ln drift_{(y)})$$

Gleichung 23

$$drift = exp(\ln drift_{(y)})$$

Gleichung 24

Die Methode der versuchsweisen Auswertung der Abdriftmesswerte führt bei der Betrachtung des Median zu etwas höheren Abdriftwerten (maximal 0,1 % bei 1 m) gemessen in Prozent Abdriftsediment. Im 90. Perzentil sind die Versuchsmittelwerte um maximal 0,1 % (bei 3 m) geringfügig niedriger.

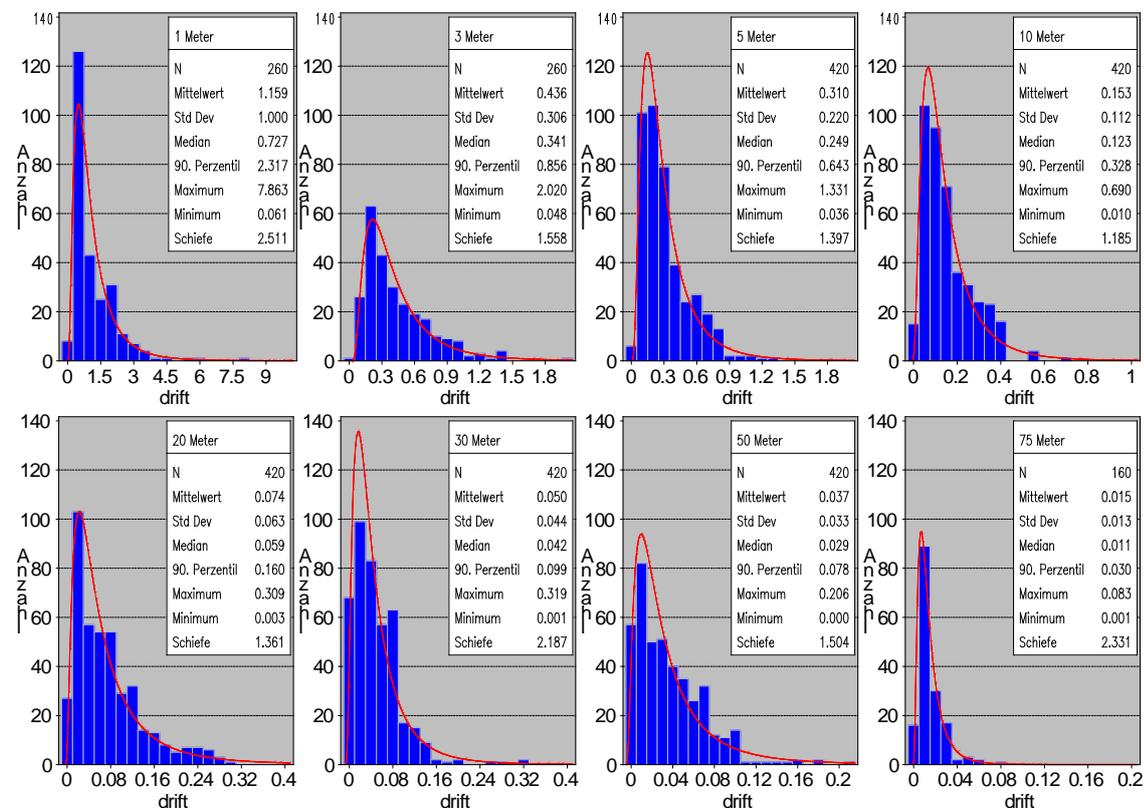


Abb. 47 Häufigkeitsverteilung der Abdriftmesswerte für Feldspritzgeräte bei unterschiedlichen Messentfernungen

Zur Überprüfung des Modells werden exemplarisch für den Feldbau für die einzelnen Messabstände Abdriftwerte nach Gleichung 24 simuliert (n=40 000). Übertragen auf ein hypothetisches Expositionsszenario in der Landschaft erfolgen die Einträge aller Windrichtungen mit der gleichen Entfernung (Abb. 49). Das ist nicht realistisch, jedoch für die Überprüfung des Modells notwendig. Hierdurch wird die Situation der Abdriftversuche nach BBA (1992) nachgestellt, wo die Sedimentationen der Bodenkollektoren eines Messabstandes jeweils einer Entfernung zugeordnet werden (vgl. Kap. 2.5.2). In Tab. 55 werden die Simulationsergebnisse mit der Verteilung der Versuchsmittelwerte und der Versuchseinzelwerte aus Tab. 54 verglichen.

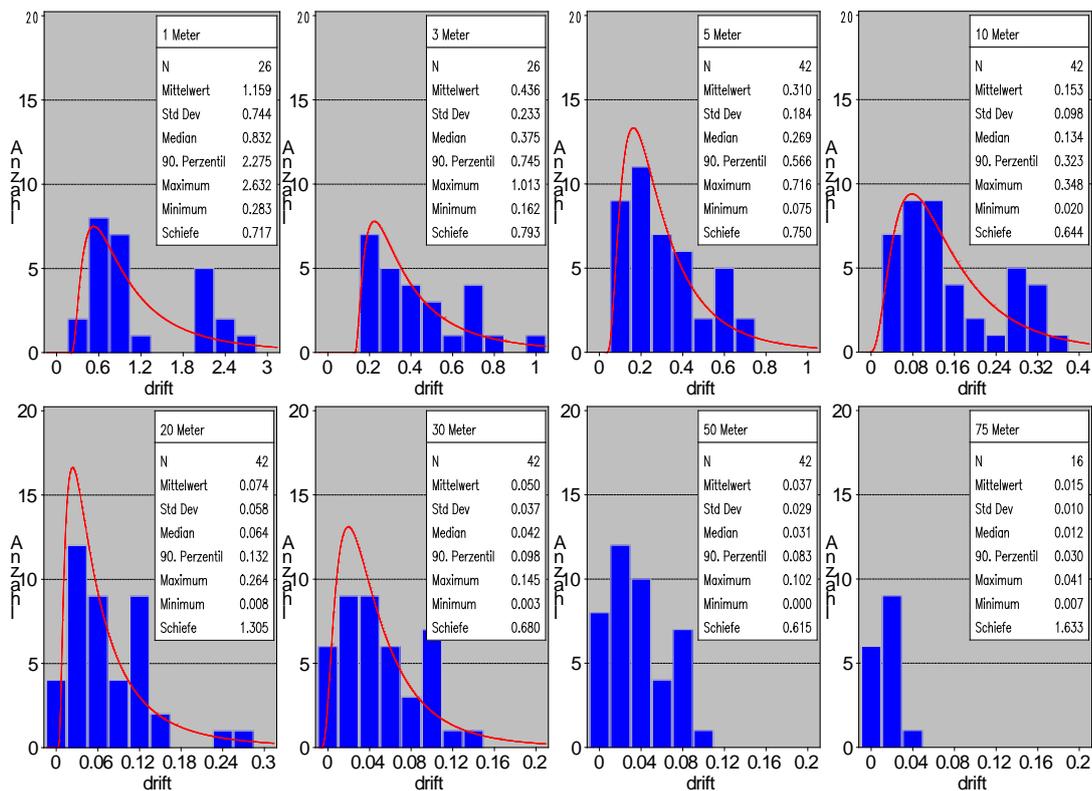


Abb. 48 Häufigkeitsverteilungen der Versuchsmittelwerte für Feldspritzgeräte bei unterschiedlichen Messentfernungen

Der Vergleich zeigt, dass bis einschließlich des Messabstandes von 10 m die 90. Perzentile der Versuchsmittelwerte durch die simulierten Abdriftsedimente geringfügig unterschätzt werden. Die maximale Abweichung beträgt 0,066 % Abdriftsediment beim Messabstand von 5 m. Die weiter entfernten Messabstände werden geringfügig überschätzt. Hier beträgt die maximale Abweichung 0,05 % Abdriftsediment beim Messabstand von 20 m. Diese gute Übereinstimmung verdeutlicht zum einen, dass mit der beschriebenen Methode, die tatsächliche Abdriftverteilung für eine beliebige Entfernungen abbildet werden kann. Darüber hinaus kann im Rahmen einer georeferenzierten probabilistischen Expositionsabschätzung diese Verteilung mit weiteren verteilungsbasierten Parametern kombiniert werden, um eine realistischere Beschreibung der Expositionssituation zu erreichen.

Die Frage der abdriftrelevanten Windrichtung stellt sich bei einem deterministischen Expositionsmodell nicht. Hier ist die zum Eintrag führende Windrichtung durch das Versuchsdesign der Abdriftversuche (BBA 1992) festgelegt. Die Abdrift findet demnach immer und senkrecht ($\pm 30^\circ$) zur Versuchsanordnung statt. Auf die Landschaft übertragen erfolgt diese senkrecht zur Nichtzielfläche, in immer gleicher (Mess)-Entfernung. Schematisch wird diese Situation in Abb. 49 für die Exposition aquatischer Nichtzielflächen dargestellt.

Tab. 54 Vergleich der Mediane und 90. Perzentile der Abdriftmesswerte für Feldspritzgeräte mit den Versuchsmittelwerten

Messabstand [m]		Abdriftsediment* [%]							
		1	3	5	10	20	30	50	75
Messwerte n=420 (260)		0,727	0,341	0,249	0,123	0,059	0,042	0,029	0,011
Versuchsmittelwerte n=42 (26)	Median	0,832	0,375	0,269	0,134	0,064	0,042	0,031	0,012
Abweichung		0,105	0,034	0,020	0,011	0,005	0	0,002	0,001
Messwerte n=420 (260)		2,317	0,856	0,643	0,328	0,160	0,099	0,078	0,030
Versuchsmittelwerte n=42 (26)	90. Perzentil	2,275	0,745	0,566	0,323	0,132	0,098	0,083	0,030
Abweichung		-0,042	-0,111	-0,077	-0,005	-0,028	-0,001	0,005	0

*Abdriftsediment in % des Nominalaufwandes auf der Behandlungsfläche

Tab. 55 Vergleich der 90. Perzentile der Versuchsmittelwerte mit den Ergebnissen der Simulation der Abdriftsedimente für Entfernungen, die mit Messwerten belegbar sind.

Entfernung [m]	Wert	Abdriftsediment in %							
		1	3	5	10	20	30	50	75
Versuchsmittelwerte N=42 (N=26)	90. Perzentil	2,275	0,795	0,566	0,323	0,132	0,098	0,083	0,03
Simulation des Abdriftsedimentes N=40 000	90. Perzentil	2,232	0,778	0,500	0,293	0,182	0,141	0,058	0,027

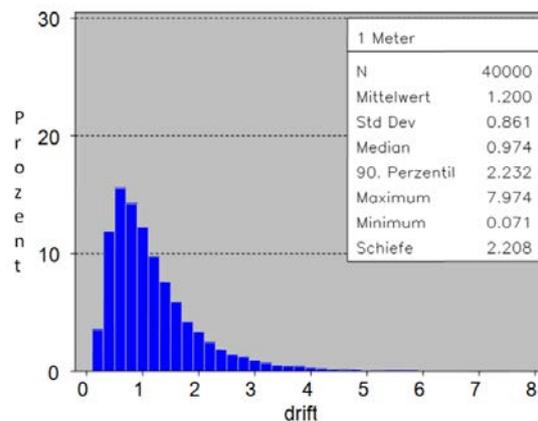
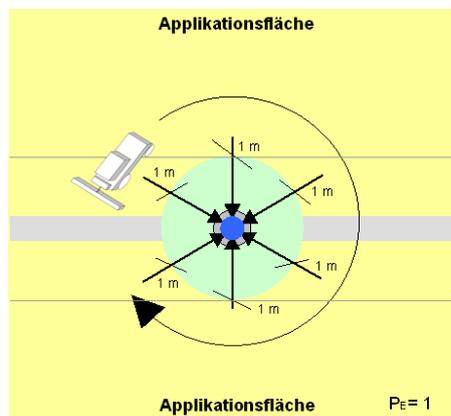


Abb. 49 (links) Schematische Darstellung des hypothetischen Expositionsszenarios für aquatische Nichtzielflächen als Grundlage für die Bewertung der Simulationsergebnisse (Beispiel Messabstand 1 m). (rechts) Häufigkeitsverteilungen der modellierten Abdriftwerte für dieses Expositionsszenario (N=40 000)

In der Vorgehensweise für aquatische Nichtzielflächen wird ein Gewässerabschnitt i aus bis zu acht Richtungen exponiert und die Entfernungen wird aus Landschaftsanalysen abgeleitet (vgl. Kap. 3.6).

In Abb. 50 sind die Ergebnisse der modellierten Abdriftwerte für typische Expositionssituationen in der Landschaft als Häufigkeitsverteilungen mit weiteren statistischen Merkmalen für die Entfernung von 1 m dargestellt (rechte Spalte). Ergänzend hierzu werden in Tab. 56 die Ergebnisse für weitere Entfernungen dargestellt. In Tab. 55 werden diese Ergebnisse mit den Simulationen, welche das Versuchslayout nachbilden (Abb. 49) verglichen.

Die Abb. 50 stellt typische Expositionssituationen von Gewässern nach dem verwendeten Ansatz der Modellierung von Nachbarschaften dar. Situation A und B zeigen einen Gewässerabschnitt mit Applikationsflächen in direkter Nachbarschaft auf beiden Uferseiten. Situation C zeigt einen Gewässerabschnitt, der nur auf einer Uferseite eine Nachbarschaft zu Applikationsflächen hat. Weitere meteorologische Parameter wie bspw. Windstärke werden bei der versuchsweisen Auswertung der Messwerte indirekt berücksichtigt, da diese die Variabilität zwischen den Versuchen mitbestimmen.

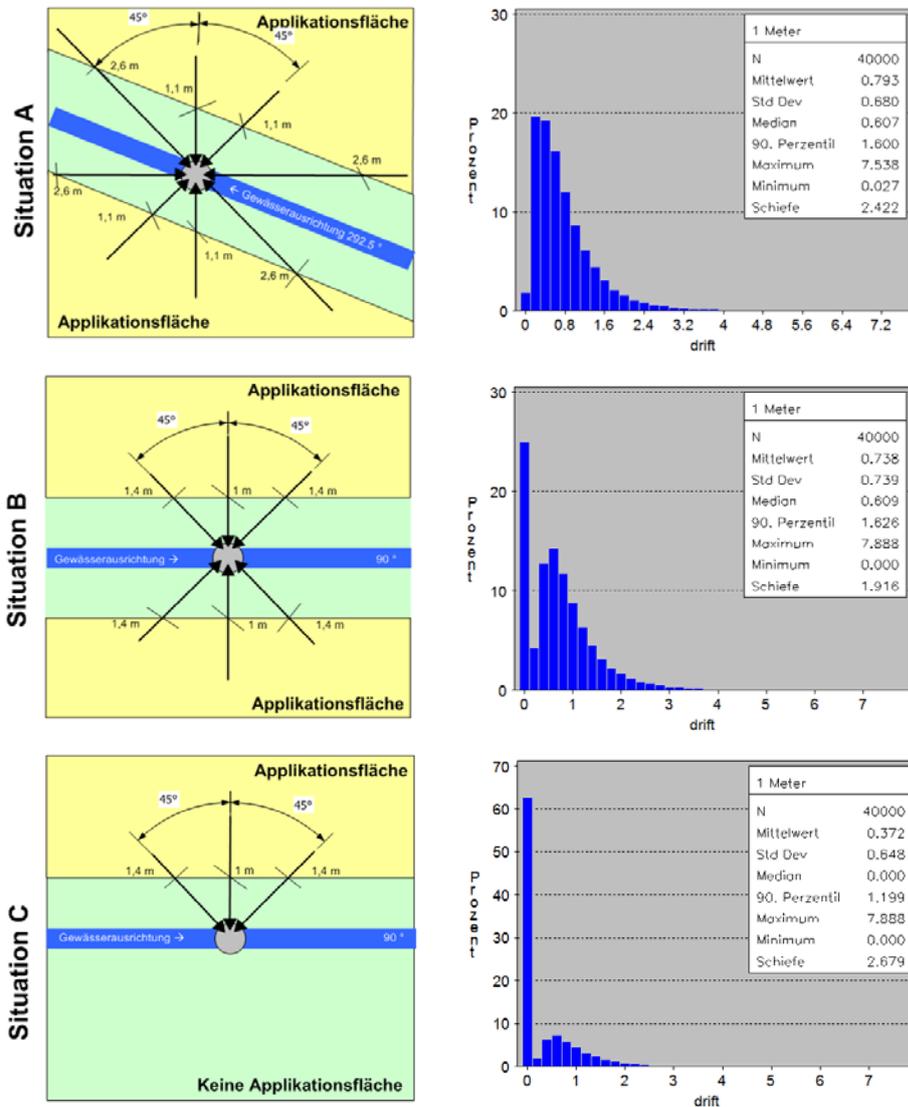


Abb. 50 (links) Schematische Darstellung von möglichen Eintragungssituationen in aquatische Nichtzielflächen. (rechts) Häufigkeitsverteilungen der modellierten Abdriftwerte [%] für die Situationen A bis C (n=40000)

Beim Vergleich der drei Expositionssituationen fällt zunächst auf, dass die modellhaften Eintragungssituationen A und B zu sehr ähnlichen simulierten Abdriftwerten im 90. Perzentil führen. Beide Situationen sind durch eine direkte Nachbarschaft auf beiden Uferseiten des Gewässers charakterisiert. Die Entfernungen der einzelnen Eintragsrichtungen unterscheiden sich jedoch leicht. In Situation B treffen zwei Eintragsrichtungen (90° und 270°) auf keine Applikationsfläche. Diese beiden Richtungen führen im Simulationsmodell zu keinem Eintrag. Die vergleichbaren Ergebnisse zeigen jedoch, dass die modellhafte Expositionsabschätzung der realen Landschaftssituationen (Applikationsflächen auf beiden Seiten des Gewässers) durch die acht vordefinierten Eintragsrichtungen möglich ist. Zwei Windrichtungen, die nach dem Modell zu keinem Eintrag führen, beeinflussen das Ergebnis der modellierten Deposition, bezogen auf das 90. Perzentil, nicht.

Im Vergleich zu Situation C zeigt sich, dass, bei Applikationsflächen auf nur einer Uferseite, diese geringere Eintragswahrscheinlichkeit zu geringeren Abdriftwerten im 90. Perzentil der simulierten Driftverteilung führt.

Tab. 56 Simulation typischer Expositionssituationen in der Landschaft: 90. Perzentile der simulierten Abdriftwerte für die Situationen A, B, C (n=40000)

Entfernung** [m]		Abdriftsediment in %								
		1	3	5	10	20	30	50	75	
Simulation										
Situation A										
8 Windrichtungen (Situation A)	90. Perzentil	1,600	0,594	0,391	0,223	0,136	0,087	0,032	0,017	
Situation B										
6 Windrichtungen (Situation B)	90. Perzentil	1,626	0,591	0,384	0,223	0,136	0,103	0,031	0,017	
Situation C										
3 Windrichtungen (Situation C)	90. Perzentil	1,199	0,445	0,283	0,155	0,084	0,060	0,022	0,013	

** bezieht sich auf die minimale Entfernung der Situationen A, B und C (vgl. Abb. 50). In A beträgt diese davon abweichend 1,1 m; 3,2 m; 5,4 m; 10,8 m; 21,6 m; 32,5 m; 54,1 m; 81,2 m

Tab. 57 Reduktionspotential [%] des georeferenzierten probabilistischen Modells gegenüber des deterministischen Modells: Vergleich der 90.Perzentile aus Situation A bis C (Abb. 50) mit der Situation nach Abb. 49.

Entfernung [m]		Reduktionspotential [%]							
		1	3	5	10	20	30	50	75
Simulation									
Situation A									
8 Windrichtungen (Situation A)	90. Perzentil	28	24	22	24	25	38	45	37
Situation B									
6 Windrichtungen (Situation B)	90. Perzentil	27	24	23	24	25	27	47	37
Situation C									
3 Windrichtungen (Situation C)	90. Perzentil	46	43	43	47	54	57	62	52

Der Vergleich in Tab. 57 verdeutlicht das Reduktionspotential einer georeferenzierten probabilistischen Methode gegenüber dem deterministischen, nicht georeferenzierten Ansatz. Die berechneten Beladungen einzelner Gewässerabschnitte für die drei analysierten Expositionssituationen, sind im Nahbereich bis 10 m um bis zu 47 % geringer, als nach deterministischen Modell berechnet. Im gesamten Messbereich sind die berechneten Depositionen zwischen 22 % und 62 % geringer.

4.7 Modellierung räumlicher Beziehungen

4.7.1 Räumlich Beziehungen zu aquatischen Nichtzielflächen im erhöhten Abdriftbereich

Die folgenden Ergebnisse geben Auskunft über die räumlichen Beziehungen von Zielflächen zu aquatischen Nichtzielflächen im erhöhten Abdriftbereich von bis zu 10 m zwischen Böschungsoberkante und Feldkante. Befinden sich Zielflächen in diesem gewässernahen Bereich, besteht grundsätzlich ein erhöhtes Expositionspotential durch Abdrift aufgrund des funktionalen

Zusammenhangs von der Höhe der Abdrift und der Entfernung vom Ausbringort (Jong et al. 2008). Für das Bundesland Bayern konnte im Rahmen der Untersuchung keine InVeKoS-Geometrien akquiriert werden. Zeile 1 der Tab. 58 gibt die Flächensumme aller Landwirtschaftsflächen (LF) mit pflanzenschutzrelevantem Anbau der betrachteten Bundesländer an.

Die Werte in den Zeilen 2 bis 4 beschreiben die Flächensumme, welche sich bei Randstreifen unterschiedlicher Breite (3 m, 5 m und 10 m) dort ergeben, wo sich pflanzenschutzrelevante Nutzungen in bis zu 10 m Entfernung zur Böschungsoberkante (BOK) befindet. Der Randstreifen von 10 m Breite wird im Folgenden auch als Betrachtungsraum bezeichnet. In den Zeilen 5 bis 7 werden die eben genannten Werte in Bezug zur Flächensumme der pflanzenschutzrelevanten LF (Zeile 1) gestellt. Hieraus wird deutlich, dass dieser Bereich nur einen geringen Anteil von maximal 0,7 % (bei 3 m Randstreifen) bis 2,3 % (bei 10 m Randstreifen) der gesamten LF darstellt.

Tab. 58 Flächenbilanz von unterschiedlichen Randstreifenbreiten entlang von flächen- (AOA 5101, AOA 5103, AOA 5112) und linienförmigen Fließgewässern AOA 5101, AOA 5103, BRG3 bis 12) mit pflanzenschutzrelevanter Nutzung in bis zu 10 m Entfernung von der Böschungsoberkante

Gegenstand	Größe*	Einheit
Flächensumme pflanzenschutzrelevanter LF in Deutschland*	10.235.386	ha
Flächensumme 10 m Randstreifen (Betrachtungsraum)	233.257	ha
Flächensumme 5 m Randstreifen	116.015	ha
Flächensumme 3 m Randstreifen	69.232	ha
Flächenanteil 10 m Randstreifen (Betrachtungsraum) bezogen auf die Flächensumme relevanter LF	2,3	%
Flächenanteil 5 m Randstreifen	1,1	%
Flächenanteil 3 m Randstreifen	0,7	%

* ohne BL Bayern

Für die Expositionskonzentration im Gewässer ist u.a. das Volumen des Wasserkörpers bedeutsam. Dieses ist wiederum von der Breite des Gewässers abhängig (vgl. Kap. 3.5.6.1). Die Ergebnisse zur Analyse der betroffenen Gewässertypen nach Breitenklasse sind in Tab. 59 dargestellt. Sie zeigen den Längenanteil Gewässer der jeweiligen Breitenklasse (BRG = Breite des Gewässers) bezogen auf die Gesamtgewässerslänge aller BRG im Betrachtungsraum (Zeile 1).

Tab. 59 Längenbilanz der linienförmiger Gewässer (AOA 5101, AOA 5103) mit pflanzenschutzrelevanter Nutzung im Betrachtungsraum

Gegenstand	Größe*	Einheit
Gesamtlänge der Gewässer im Betrachtungsraum mit BRG3, BRG6, BRG12	158.820	km
Anteil Gewässer bis 3 m Breite	92,5	%
Anteil Gewässer 3 m bis 6 m Breite	5,7	%
Anteil Gewässer 6 m bis 12 m Breite (BRG12)	1,8	%

* ohne BL Bayern

Die Ergebnisse Tab. 59 stellen die Flächensumme der pflanzenschutzrelevanten LF und Anteile an der pflanzenschutzrelevanten Gesamtfläche für unterschiedliche Randstreifenbreiten dar.

Tab. 60 Flächenbilanz der linienförmiger Gewässer (AOA 5101, AOA 5103) mit pflanzenschutzrelevanter Nutzung im Betrachtungsraum

Gegenstand	Größe*	Einheit
Flächensumme pflanzenschutzrelevanter LF innerhalb des Randstreifens ...		
... von 3 m Breite	36.298	ha
... von 5 m Breite	72.222	ha
... von 10 m Breite (Betrachtungsraum)	180.057	ha
Flächenanteil pflanzenschutzrelevanter LF innerhalb des Randstreifens ...		
... von 3 m Breite	0,4	%
... von 5 m Breite	0,7	%
... von 10 m Breite (Betrachtungsraum)	1,8	%
Flächensumme Gewässerrandstreifen (nicht-landwirtschaftlich genutzt) innerhalb des Randstreifens ...		
... von 3 m Breite	32.934	ha
... von 5 m Breite	43.793	ha
... von 10 m Breite (Betrachtungsraum)	53.200	ha
Flächenanteil Gewässerrandstreifen (nicht-landwirtschaftlich genutzt) innerhalb des Randstreifens ...		
... von 3 m Breite	47,6	%
... von 5 m Breite	37,7	%
... von 10 m Breite (Betrachtungsraum)	22,8	%

* ohne BL Bayern

4.7.2 Räumlich Beziehungen zu aquatischen Nichtzielflächen im theoretischen Abdriftbereich

In den vorangegangenen Ergebniskapiteln wurden Bilanzen der einbezogenen Zielflächen und Nichtzielflächen vorgestellt. Die Analysen für den Gewässernahbereich auf Grundlage der detaillierten InVeKoS-Geometrien ergab, dass sich rund 159 000 km im besonders eintragsgefährdeten Bereich von bis zu 10 m zu Zielflächen befinden (Tab. 58). Bezogen auf die gesamt pflanzenschutzrelevante Landwirtschaftsfläche befindet sich nur ein Anteil von 1,8 % in diesem gewässernahen Bereich.

Erweitert man die Analyse auf den theoretischen Abdriftbereich von 75 m bzw. 150 m zeigt sich, dass sich mit 65,7 % (Ackerland) bzw. 52,6 % (Raumkulturen) deutlich mehr Zielflächen in diesem Bereich befinden. Die prozentualen Anteile in Tab. 61 sind bezogen auf die Gesamtfläche der Zielfläche nach Kap. 4.2. Die Werte der zweiten Spalte geben den prozentualen Anteil von gewässerfermem Ackerland wieder. Spalten drei und vier beziehen sich auf den gewässernahen bzw. gewässerfernen Anteil an der Raumkulturfläche. Da die Auswertung auf der Grundlage aller Kulturen der ATKIS-Objektart 4109 (Sonderkulturen) erfolgte, sind in den Zahlen neben Obst-, Wein- und Hopfenflächen auch Baumschulen enthalten. Der Anteil gewässerferner Landwirtschaftsflächen in Feldkulturen variiert in den Bundesländern zwischen 10% und 70%, für Raumkulturen zwischen 25% und 60% jeweils bezogen auf die gesamte Anbaufläche von Feld- bzw. Raumkulturen des Bundeslandes.

Tab. 61 Anteil Zielflächen im theoretischen Abdriftbereich (Angaben in %)

Bundesland	Ackerland <75 m	Ackerland ≥75 m	Raumkulturen <150 m	Raumkulturen ≥150 m
Baden-Württemberg	42,2	57,8	53,6	46,4
Bayern	67,3	32,7	61,4	38,6
Brandenburg	74,9	25,1	51,1	48,9
Hessen	44,1	55,9	46,6	53,4
Mecklenburg- Vorpommern	89,5	10,5	72,4	27,6
Niedersachsen	62,5	37,5	75,5	24,5
Nordrhein-Westfalen	61,0	39,0	56,7	43,3
Rheinland-Pfalz	31,1	68,9	40,0	60,0
Saarland	50,7	49,3	43,7	56,3
Sachsen	71,5	28,5	65,1	34,9
Sachsen-Anhalt	57,5	42,5	49,2	50,8
Schleswig-Holstein	81,5	18,5	61,9	38,1
Thüringen	75,3	24,7	67,3	32,7
Deutschland	65,7	34,3	52,6	47,4

4.7.3 Räumlich Beziehungen zu aquatischen Refugien

Die Identifikation aquatischer Refugien und deren Bilanzierung erfolgte auf Grundlage der entwickelten Methode zur Nachbarschaftsanalyse in Kap. 3.6.4. Als aquatische Refugien gelten Gewässerabschnitte, die beidseitig Wald- oder Gehölzflächen, Streuobstwiesen, Moor, Sumpf oder Heide aufweisen und daher von PSM-Abdrift weitestgehend unbeeinflusst gelten können. Die Gewässerlängen der Refugien wurden auf Hexagon-Ebene aggregiert und mit der Länge potentiell exponierter Abschnitte ins Verhältnis gesetzt, um den aquatische Refugien-Index RI_{aqu} zu bestimmen (Kap. 3.6.3). Insgesamt konnten rund 26 000 Nachbarschaftsarten mit o.g. Nutzungen an Gewässern abgeleitet werden. Wobei sieben Nachbarschaftsarten in der Summe zu mehr als 70 % der Gesamtlänge beitragen (Tab. 62). Die Gesamtlänge der Refugialabschnitte in Deutschland beträgt 48,5 Tkm. Die dominierende Nachbarschaftsart ist Wald--(Linien)Gewässer--Fahrweg--Wald' mit 47,7 %.

Tab. 62 Anteil quantitativ bedeutsamer aquatische Refugien nach NB-Typen 2 u. 3 (Angaben in %)

NB-Typ	NB-Art	Anzahl Linienelemente im NB-Typ	Anteil an Gesamtlänge der Refugialabschnitte
3	Wald--(Linien)Gewässer--Fahrweg--Wald	2	47,7
2	Gehölz--(Linien)Gewässer--Gehölz	1	7,4
3	Wald--(Linien)Gewässer--Pfad--Wald	2	3,7
2	Wald--(Linien)Gewässer--Gehölz	1	3,5
3	Wald--(Linien)Gewässer--Straße--Wald	2	3,1
2	Wald--Fahrweg--(Linien)Gewässer--Fahrweg-- Wald	3	3,1
2	Wald--(Linien)Gewässer--Wald	1	2,6

4.7.4 Räumlich Beziehungen zu terrestrischen Nichtzielflächen

Die Ergebnisse der Auswertungen von Nachbarschaftsbeziehungen zwischen Zielflächen und terrestrischen Nichtzielflächen wurden bereits in Kap. 4.4.2 dargestellt.

4.7.5 Räumlich Beziehungen zu terrestrischen Refugien

Die Identifikation terrestrischer Refugien und deren Bilanzierung erfolgten ebenfalls auf Grundlage der entwickelten Methode der Nachbarschaftsanalyse (Kap. 3.6.4). Als terrestrische Refugien werden linien- und flächenhafte Kleinstrukturen erachtet, die von PSM-Abdrift als weitestgehend unbeeinflusst gelten können und sich in einer maximalen Entfernung von bis zu 500 m zur Zielfläche befinden (Kap. 3.6.5). Die nach ATKIS-Basis-DLM identifizierbaren flächenhaften Kleinstrukturen sind in Tab. 63 dargestellt. Ihre Gesamtfläche im Agrarraum beträgt rund 694 Tha.

Tab. 63 Flächenförmige terrestrische Refugien in Agrarräumen (Anteile in [%])

AOA	Flächenhafte terrestrischen Refugien	Anteil am Agrarraum
4108	Gehölz	1,01
4102, 4111 auf		
4102	Grünland (<1ha) und Grünland auf nassem Boden	0,3
4105	Moor	0,26
4104	Heide	0,12
4101, VEG 8000	Streuobstwiese	0,42
4107	Wald, Forst (<1ha)	0,28

Die Gesamtlänge der ermittelten linienhaften terrestrischen Refugien in den Agrarräumen Deutschlands betrug 1,05 Mio km und ergab sich aus mehr als 260 000 Nachbarschaftsarten. Die quantitativ bedeutsamsten 30 Nachbarschaftsarten in Tab. 64 tragen zu mehr als 50 % zu der Gesamtlänge bei.

Tab. 64 Anteil der quantitativ bedeutsamsten terrestrischen Refugien nach NB-Typen 1 bis 3 (Anteil in [%])

NB-Typ	NB-Art	Anzahl Linienelemente im NB-Typ	Anteil an gesamter Grenzlinienlänge
1	Grünland--Wald	0	16,19
1	Grünland--Siedlungsflächen	0	10,5
2	Grünland--(Linien)Gewässer --Grünland	1	9,34
2	Grünland-- Fahrweg --Grünland	1	6,81
2	Grünland-- Fahrweg --Wald	1	4,07
1	Wald--Siedlungsflächen	0	3,52
1	Grünland--Gehölz	0	3,14
1	Grünland--Kanal	0	2,06
1	Grünland--Gewässer	0	1,83
2	Grünland-- Straße --Siedlungsflächen	1	1,72
2	Grünland-- Straße --Grünland	1	1,63
2	Grünland--(Linien)Gewässer --Wald	1	1,56
2	Grünland-- Fahrweg --Siedlungsflächen	1	1,38
1	Wald--Gewässer	0	1,37
1	Gehölz--Siedlungsflächen	0	1,06
2	Grünland-- Hecke/Baumreihe --Grünland	1	1,04
1	Wald--Gehölz	0	0,91
2	Wald-- Fahrweg --Siedlungsflächen	1	0,76
2	Grünland-- Fahrweg --Gehölz	1	0,64
1	Gewässer--Siedlungsflächen	0	0,64

Fortsetzung Tab. 64

NB-Typ	NB-Art	Anzahl Linienelemente im NB-Typ	Anteil an gesamter Grenzlinienlänge
1	Gehölz--Gewässer	0	0,64
1	Wald--Kanal	0	0,63
2	Grünland--(Linien)Gewässer --Siedlungsflächen	1	0,63
2	Grünland-- Straße --Wald	1	0,61
3	Grünland--(Linien)Gewässer --Grünland-- Fahrweg --Grünland	2	0,6
2	Wald-- Straße --Siedlungsflächen	1	0,59
1	Grünland--Grünland	0	0,56
1	Wald--Unland	0	0,55
2	Wald-- Fahrweg --Gehölz	1	0,54
3	Grünland-- Hecke/Baumreihe --Grünland--(Linien)Gewässer --Grünland	2	0,42

Für die quantitativ bedeutsamsten terrestrischen Refugien wurden den Nachbarschaftsarten mittlere Breiten nach Tab. 51 zugeordnet. Nicht für alle Nachbarschaftsarten konnte eine mittleren Breiten auf Grundlage von Luftbild-, Geländeaufnahmen oder GIS-Analysen zugewiesen werden. In diesen Fällen wurde eine minimale Breite nach Nachbarschaftstyp und, für NB-Typ 3, die Anzahl beteiligter Linienelemente zugeordnet (Tab. 65).

Tab. 65 Minimale Breite nach Nachbarschaftstyp und Anzahl beteiligter Linienelemente

NB-Typ	Anzahl Linienelemente im NB-Typ	Anteil an gesamter Grenzlinienlänge
1	0	1
2	1	2
3	2	4
3	3	6
3	> 3	6

Multipliziert mit der Länge konnte für jedes Hexagon im Agrarraum ein terrestrischer Refugienindex RI_{terr} berechnet werden. Die Karte in Abb. 52 stellt die Klassifikation des Refugienindex nach Kap. 3.6.4 dar. Ein ausreichender Anteil Refugien wird ab 5 % angenommen ($RI_{terr} \geq 0,05$).

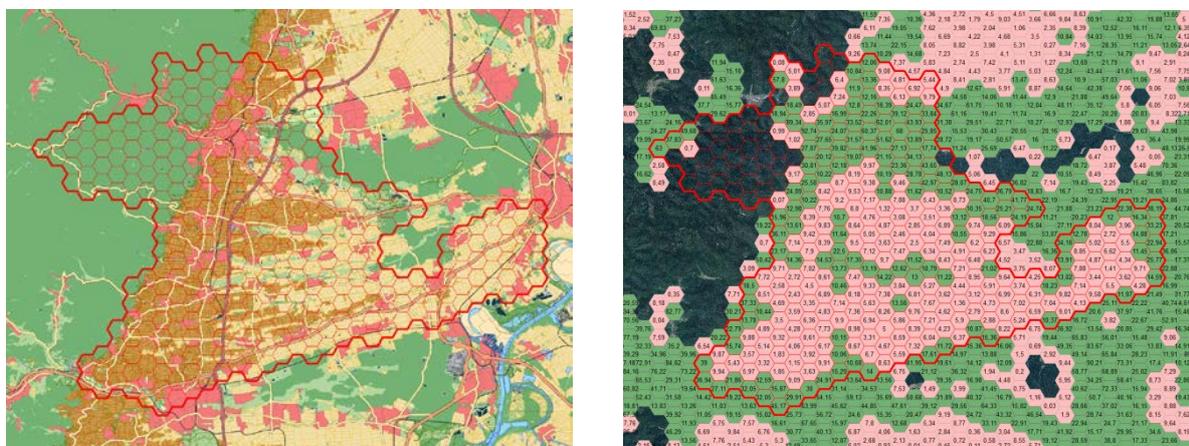


Abb. 51 (links) Landnutzung nach ATKIS-Basis-DLM der Gemeinde Neustadt an der Weinstraße (rechts) Anteil [%] terrestrischer Refugien. Berechnungsebene Hexagon (1 km²).



Abb. 52 Anteil [%] terrestrischer Refugien.
Berechnungsebene Hexagon (1 km²)

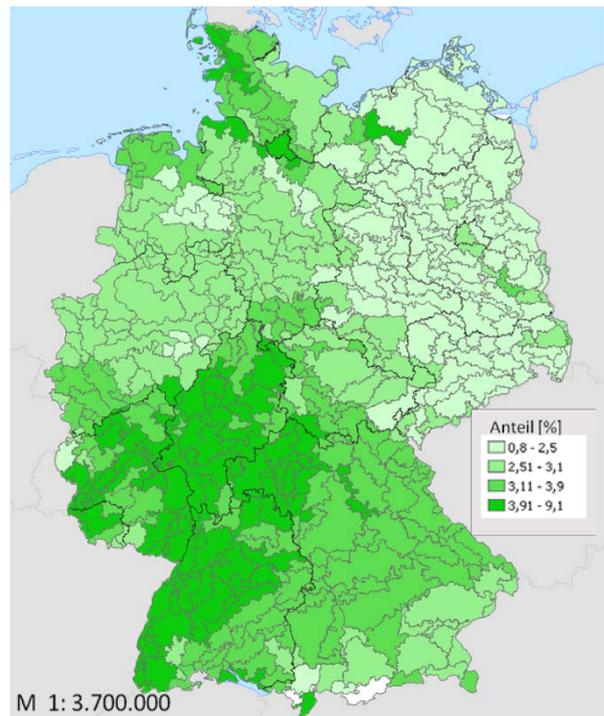


Abb. 53 Anteil [%] exponierter Säume je Zielfläche

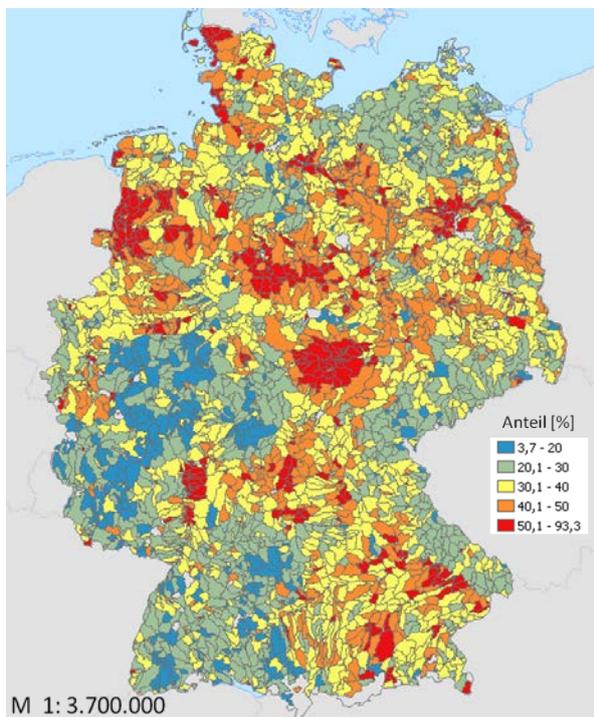


Abb. 54 Anteil [%] Gewässer mit beidseitiger LF.
Berechnungsebene Gewässerabschnitt (25m);
Aggregationsebene Einzugsgebiete

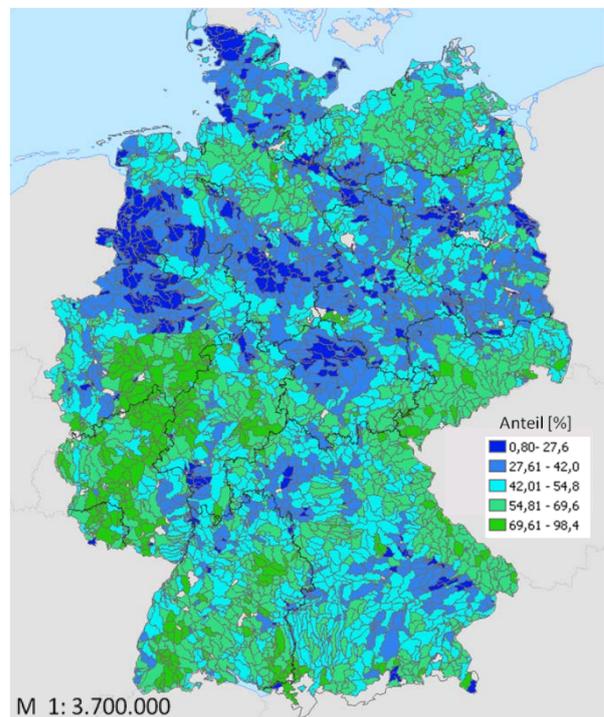


Abb. 55 Anteil [%] Refugien an Agrargewässern
Beidseitig Wald oder Gehölz; Berechnungsebene
Gewässerabschnitt (25 m); Aggregationsebene
Einzugsgebiete

4.8 Modellierung von Umweltkonzentration und Risiko

4.8.1 Expositionsmodellierung

Die PEC-Berechnung wurde für unterschiedliche festgelegte geographisch abgegrenzte Räume durchgeführt. Die Ergebnisse der nachfolgenden PEC-Verteilungen (Abb. 56 u. Abb. 57) zeigen die Expositionssituation der Gewässer, die potentiell durch umliegende Zielflächen exponiert werden können. Die Verteilungen für die drei Raumkulturen Wein, Hopfen und Obst sowie für den Feldkulturen am Beispiel von Winterweizen und Wintergerste dargestellt.

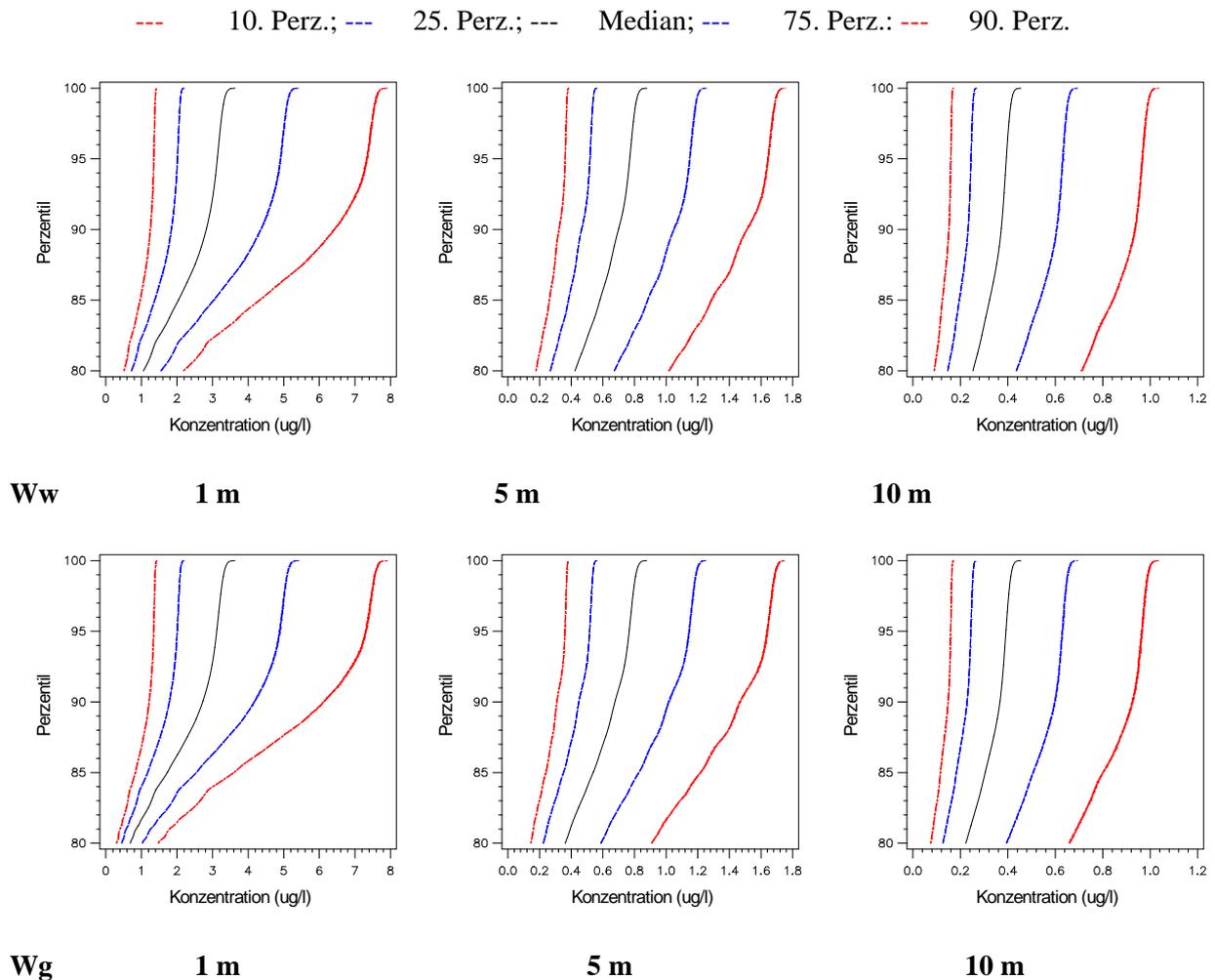


Abb. 56 Verteilung ausgewählter Perzentile für die bundesweite PEC-Berechnung im Anbau von Winterweizen (Ww) (obere Zeile) und Wintergersten (Wg) (untere Zeile). PEC-Verteilung in aquatischen Nichtzielflächen bei Entfernungen zur Böschungsoberkante von 1 m (Links), 5 m (Mitte), 10 m (rechts).

--- 10. Perz.; - - - 25. Perz.; --- Median; - - - 75. Perz.; - - - 90. Perz.

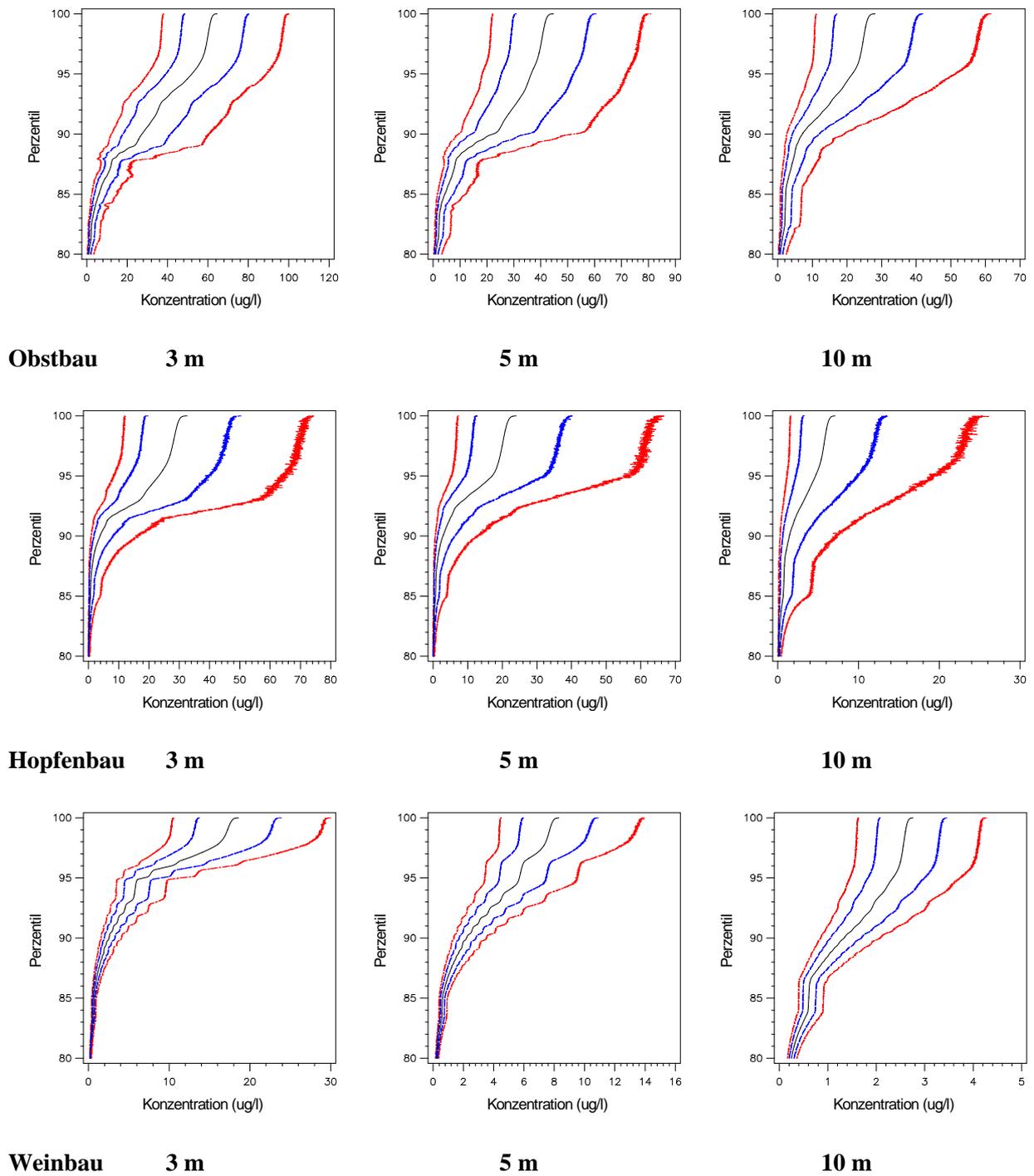


Abb. 57 Verteilung ausgewählter Perzentile für die bundesweite PEC-Berechnung im Obstbau (obere Zeile), Hopfenbau (mittlere Zeile), Weinbau (untere Zeile). PEC-Verteilung in aquatischen Nichtzielflächen bei Entfernungen zur Böschungsoberkante von 3 m (Links), 5 m (mitte), 10 m (rechts).

Tab. 61 Verteilung der Mediane für die bundesweite PEC-Berechnung in Feld- und Raumkulturen

Kultur	Entfernung	50. Perzentil	75. Perzentil	90. Perzentil	95. Perzentil	100. Perzentil
Wintergerste	3 m	0.00	0.38	2.72	3.12	3.78
	5 m	0.00	0.20	0.68	0.77	0.92
	10 m	0.00	0.16	0.37	0.39	0.48
Winterweizen	1 m	0.00	0.55	2.82	3.13	3.80
	5 m	0.00	0.27	0.70	0.77	0.92
	10 m	0.00	0.17	0.37	0.39	0.47
Obstbau	3 m	0.00	0.17	2.82	3.13	3.80
	5 m	0.00	0.17	0.70	0.77	0.92
	10 m	0.00	0.17	0.37	0.39	0.47
Hopfenanbau	3 m	0.00	0.048	3.82	23.22	32.86
	5 m	0.00	0.048	2.86	17.07	24.40
	10 m	0.00	0.048	1.44	4.67	7.16
Weinanbau	3 m	0.00	0.12	2.55	6.83	19
	5 m	0.00	0.12	2.21	5.70	8.40
	10 m	0.00	0.12	1.34	2.34	2.81

Da der Anteil sedimentierender Tröpfchen aus der Abdriftwolke schnell mit der Entfernung von der Behandlungsfläche abnimmt, reduziert sich mit zunehmender Entfernung die Gefahr einer Gewässerbelastung.

4.8.2 Sensitivität ausgewählter Parameter

In Tab. 66 und Tab. 67 sind die Berechnungsergebnisse der Expositionsmodellierung für das Obstanbaugebiet Bodensee exemplarisch für die sieben Variante mit veränderten Parametern (vgl. Kap. 3.8) für die Abstände 3 m, 5 m und 10 m dargestellt. Die Ergebnisse beziehen sich auf Berechnungen für eine Applikation mit einer angenommenen Wirkstoffaufwandmenge von 1000 g/ha. In den Szenarien 1 und 2 wurden die PEC deterministisch berechnet. In den Varianten 3 bis 8 wurden die Parameter durch Monte-Carlo-Simulation in Simulationsläufen (n=5000) miteinander zufällig kombiniert. Für die resultierenden Konzentrationen je Gewässerabschnitt wurde der Mittelwert gebildet. In Tab. 66 ist das Ergebnis für Variante 1 (Einzelberechnung) dargestellt und für Variante 2 das 90. Perzentil der Einzelrechnungen der einbezogenen Gewässerabschnitte. Für die Szenarien 3 bis 8 sind die Konzentrationswerte der 90. Perzentile der PEC-Verteilungskurven dargestellt. Die Verteilungskurven basieren auf den Median der Konzentrationen aus den Simulationsläufen je Gewässerabschnitt und Himmelsrichtung.

Es wurde darüber hinaus untersucht, ob die Festlegungen zur maximalen Entfernung einzubeziehender Zielflächen und zur Segmentlänge das Ergebnis der Expositionsabschätzung beeinflussen. Die Abschätzungen wurden exemplarisch für das Untersuchungsgebiet Bodensee vorgenommen.

Die Ergebnisse in Tab. 68 und Tab. 69 zeigen, dass dies für die Festlegung einer maximalen Entfernung zutrifft, d.h. das Ergebnis wird deutlich beeinflusst. Bezogen auf das 90. Perzentil der Mediane aller Gewässerabschnitte variieren die berechneten Konzentrationen bei einer Segmentlänge von 25 m zwischen 12,99 und 53,59 µg/l.

Tab. 66 Ergebnisse der Expositionsabschätzung in [µg/l] für die deterministischen Berechnungsvarianten bei einem Abstand von Applikationsfläche zum Gewässer von 3 m

Parameter	Varianten der Berechnung		
	1		2
Ergebnisse (µg/l):		Kasten	8,706 (90.Perz.)
Einzelrechnung (Variante 2 für 270°)	87,06	U-Profil	9,993 (90.Perz.)
		Trapez	12,44 (90.Perz.)

Tab. 67 Ergebnisse der Expositionsabschätzung für die probabilistischen Berechnungsvarianten Monte-Carlo Simulation (n = 5000) bei einem Abstand von Applikationsfläche zum Gewässer von 3 m

Parameter	Varianten der Berechnung				
	3	4	5	6	7
Ergebnisse (µg/l):					
90. Perzentil der Mediane	6,651	4,681	1,566	1,92	1,544

Hingegen ist der Einfluss unterschiedlicher Segmentlängen gering. Bezogen auf das 90. Perzentil der Mediane aller Gewässerabschnitte variieren die berechneten Konzentrationen zwischen 12,99 µg/l (bei 25 m) und 12,29 µg/l (bei 250 m). Der Einfluss der Wiedererholung ist ebenfalls eher gering und lässt sich durch die intensive obstbauliche Nutzung entlang der Wasserläufe des Untersuchungsgebiets erklären.

Tab. 68 Matrix von Entfernung und Segmentlänge: 90. Perzentil der Mediane der Konzentrationen [µg/l] aller Gewässersegmente im Untersuchungsgebiet Bodensee bei Applikation in 3 m Entfernung zum Gewässer

Max. Entfernung zur Zielfläche	Segmentlänge [m]			
	ohne Wiedererholung			mit Wiedererholung
	25	100	250	25
150	12,99	12,16	12,29	11,85
100	27,34	25,74	28,06	25,81
50	52,59	52,36	52,53	52,47
10	53,59	53,55	53,86	53,55

Tab. 69 Matrix von Entfernung und Segmentlänge: 90. Perzentil der Mediane aller Gewässersegmente im Untersuchungsgebiet Bodensee bei Applikation in 10 m Entfernung zum Gewässer

Max. Entfernung zur Zielfläche	Segmentlänge [m]			
	ohne Wiedererholung			mit Wiedererholung
	25	100	250	25
150	5,869	5,539	6,038	5,202
100	11,46	10,46	12,33	10,31
50	22,01	21,79	21,97	21,91
10	22,59	22,57	22,65	22,57

Zum Vergleich sind in Tab. 70 die PEC angegeben, die sich nach deterministischer Expositionsrechnung (Standardgraben, Kastenprofil, 100 cm breit, 30 cm tief) und Anwendung der Abdrifteckwerte für die verschiedenen Kulturtypen und Anwendungszeitpunkte ergeben.

Tab. 70 Abdrift [%] und daraus resultierende Expositionskonzentrationen nach Referenzszenario der Zulassung (Großmann 2008) und Anwendung der JKI Abdrifteckwerte (Rautmann et al. 2001)

Abstand [m]	Ackerbau		Obstbau				Weinbau		Hopfenbau	
	Abdrift	PEC	früh		spät		Abdrift	PEC	Abdrift	PEC
			Abdrift	PEC	Abdrift	PEC				
1	2,77	9,22	--	--	--	--	--	--	--	--
3	--	--	29,2	97,24	15,73	52,38	8,02	26,71	19,33	64,37
5	0,57	1,90	19,89	66,23	8,41	28,01	3,62	12,05	11,57	38,53
10	0,29	0,97	11,81	39,33	3,6	11,99	1,23	4,10	5,77	19,21
15	0,2	0,67	5,55	18,48	1,81	6,03	0,65	2,16	3,84	12,79
20	0,15	0,50	2,77	9,22	1,09	3,63	0,42	1,40	1,79	5,96

4.8.3 Risikoberechnung und Hot-Spot Identifizierung

Abb. 58 und Abb. 59 stellen die Ergebnisse der Risikoindex-Berechnungen von Nichtzielflächen aggregiert auf unterschiedliche Raumeinheiten dar. Abb. 58 zeigt die Ergebnisse für die Indikatorart *Daphnia magna*. Sie basieren auf den 90. Perzentilen der Risikoindices aggregiert auf Einzugsgebietsebene. Die linke Karte zeigt das Risikoniveau, bei einer Exposition der Nichtzielfläche aus nur der nächstgelegenen Fläche. Das Risikoniveau ist überwiegend sehr gering bis gering, in einigen Einzugsgebieten wurde ein mittleres Risiko berechnet. Die rechte Karte zeigt das Ergebnis bei dem hier vorgeschlagenen additiven Ansatz, im Falle der Exposition aus mehreren Zielflächen. Das Risikoniveau steigt an. Einzugsgebiete mit einem mittleren Risiko nehmen zu. 15 % der Nichtzielflächen werden im exemplarischen Anbaujahr von mehr als einer Zielfläche exponiert.

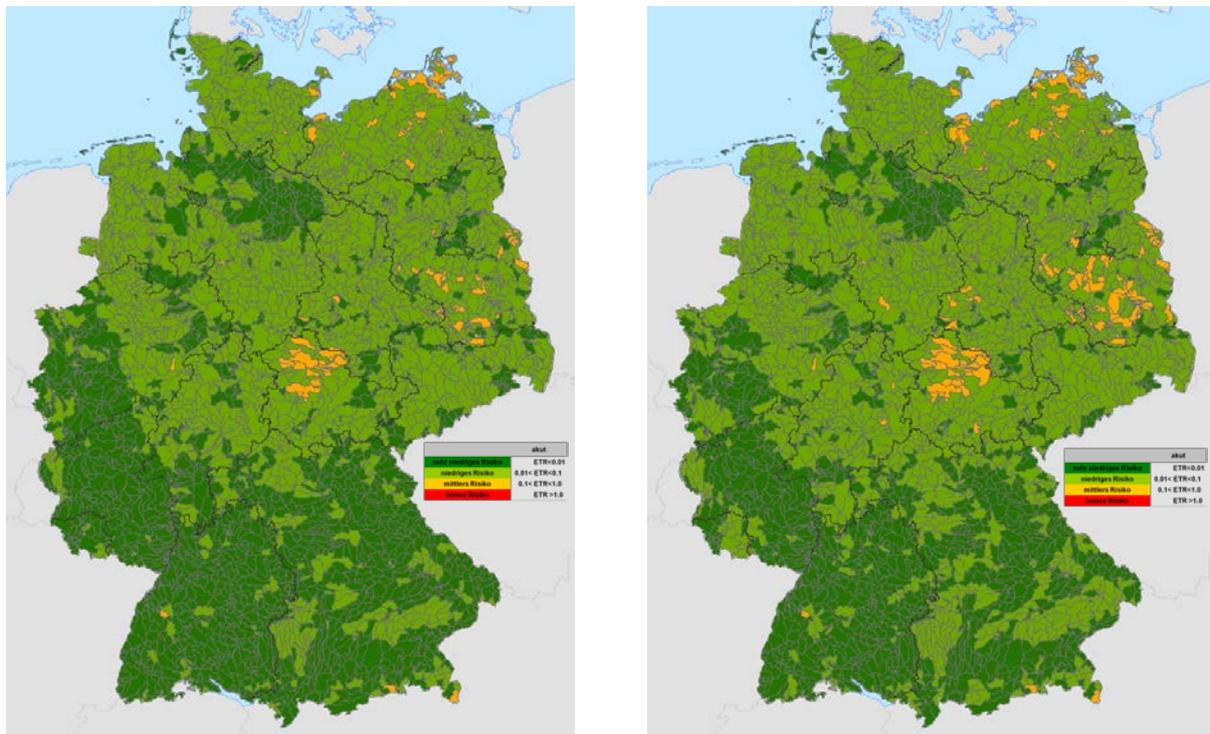


Abb. 58 Ergebnis der Risikoindices für die Indikatorart *Daphnia magna*: (Links) 90. Perzentil der Verteilung auf Einzugsgebietsebene. Die Exposition der Nichtzielfläche wird nur aus der nächstgelegenen Fläche bestimmt (bisherige Verfahrensweise). (rechts) 90. Perzentil der Verteilung auf Einzugsgebietsebene. Addition des Risikos für Nichtzielfläche bei Exposition aus mehreren Flächen (eigene Darstellung)

Abb. 59 zeigt die Ergebnisse für die Indikatorart *Apis mellifera*. Sie basieren auf den 90. Perzentilen der Risikoindices aggregiert auf Naturraumbene. Das Risikoniveau ist nach bisherigem Ansatz sehr gering bis gering (Abb. 59, links). Die rechte Karte (vorgeschlagener additiver Ansatz) zeigt ein allgemein höheres Risikoniveau. In einigen Naturräumen wird danach im 90. Perzentil ein mittleres Risiko erreicht.

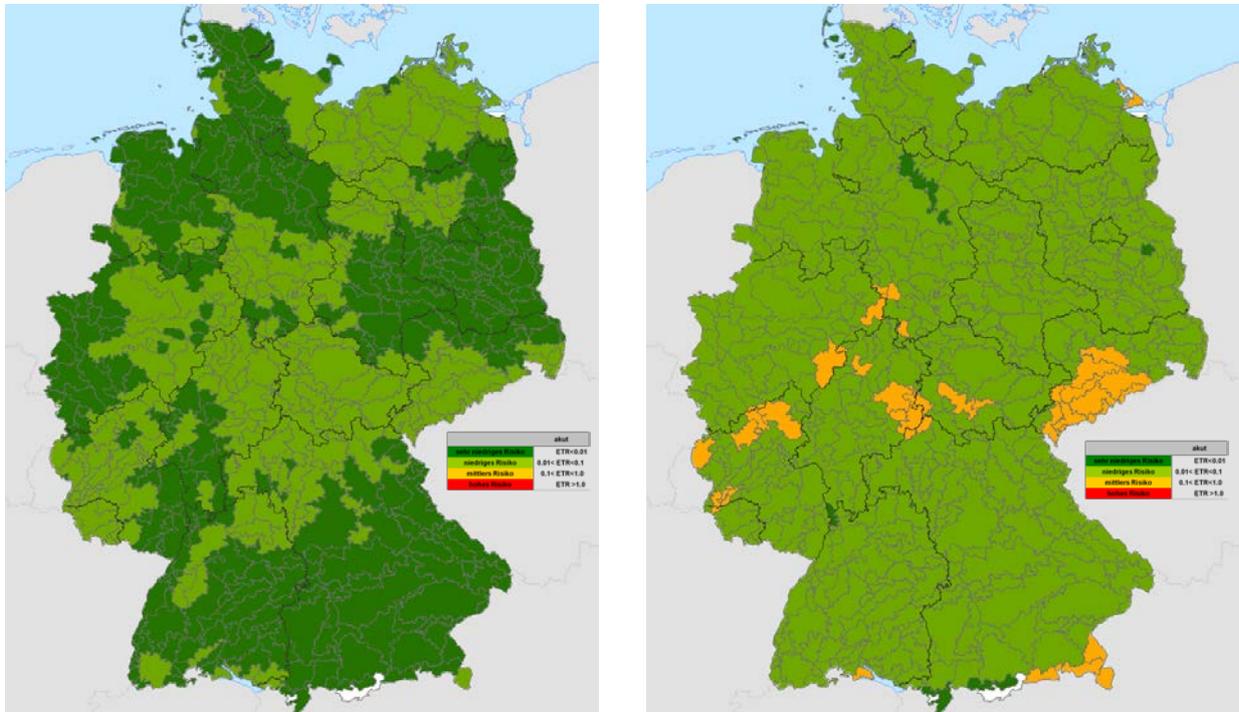


Abb. 59 Ergebnis der Risikoindices für die Indikatorart *Apis mellifera*: (Links) 90. Perzentil der Verteilung auf Naturraumbene. Die Exposition der Nichtzielfläche wird nur aus der nächstgelegenen Fläche bestimmt (bisherige Verfahrensweise). (rechts) 90. Perzentil der Verteilung auf Naturraumbene. Addition des Risikos für Nichtzielfläche bei Exposition aus mehreren Flächen (eigene Darstellung)



Abb. 60 Beispiel für die Gewässerstrecken (rot), für die aufgrund der derzeitigen natürlichen Ausstattung und Landnutzung potentiell höhere Eintragsrisiken bestehen (eigene Darstellung)

Grundlage der Karten aus Abb. 58 u. Abb. 59 sind die Ergebnisse der Expositions- und Risikoindex-Berechnungen einzelner Nichtzielflächen. Diese Ergebnisse lassen sich ebenfalls in Form von Karten im großmaßstäbigen Bereich darstellen. Abb. 60 zeigt beispielhaft einen Kartenausschnitt eines digitalen Kartendienstes (web map service, WMS) für aquatische Nichtzielflächen und die Breite von Gewässerrandstreifen. Zu sehen sind einzelne Gewässerabschnitte, in rot dargestellt, für die aufgrund des geringen Abstandes zwischen Böschungsoberkante und Gewässer (<5 m) potentiell höhere Eintragsrisiken durch Abdrift bestehen.

5 DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Mit dieser Arbeit wurde ein Verfahren entwickelt, welches erstmals deutschlandweit räumlich explizit die Exposition und das Risiko von terrestrischen und aquatischen Nichtzielflächen auf der Ebene einzelner Nichtzielsegmente modelliert. Die Stärken des Verfahrens liegen in der umfassenden Einbeziehung expositions- und risikorelevanter Parameter. Hierfür wurden Methoden entwickelt und Datenquellen erschlossen, um diese Parameter möglichst realitätsnah, d.h. hier in der Gesamtheit der möglichen Ausprägungen, in das Verfahren einzubeziehen. Dies wird insbesondere ermöglicht durch die zeitliche und räumliche Modellierung der Beziehungen von Zielflächen, Nichtzielflächen und Refugien und die Verwendung von zeitlich und räumlich hochaufgelösten Daten. Die vorliegende Arbeit unterstützt die Anstrengungen, welche aktuell für eine realitätsnähere Risikoabschätzung von PSM durch die Einbeziehung der Landschaftsebene unternommen werden (Schad u. Schulz 2011, Focks et al. 2014, Topping et al. 2015, Becher et al. 2016, Thomas et al. 2016).

Es wurden Umweltkonzentrationen und Risikoindices für aquatische und terrestrische Nichtzielflächen beispielhaft für die Stellvertreter-Organismen *Daphnia magna* (Wasserfloh) und *Apis mellifera* (Westliche Honigbiene) durch PSM-Abdrift abgeschätzt. Die Expositions- und Risikoberechnungen erfolgten auf der räumlichen Ebene für aquatischen und terrestrischen Nichtzielflächen. Für die Expositionsberechnung wurde ein Modell zur Simulation realistischer Abdriftwerte entwickelt und die räumlichen Beziehungen zwischen Zielflächen, Nichtzielflächen und Refugien wurden mit Hilfe von Geoinformationssystemen und relationalen Datenbanken modelliert.

Die Expositionsberechnung erfolgte exemplarisch für ein Anbaujahr, wobei die akquirierten Daten nicht immer für das gleiche Anbaujahr vorlagen. Als kleinste zeitliche Einheit der Expositionsrechnungen wurde die Applikationsstunde gewählt, um die Variabilität der Windrichtung, unter Verwendung entsprechender Daten der jeweils nächstgelegenen Wetterstation, zu berücksichtigen. Im Ergebnis konnten die Ergebnisse der Expositions- und Risikoberechnungen als Verteilungen und in Form von Karten dargestellt werden.

5.1 Simulation der Exposition auf Landschaftsebene

Das Verfahren ermöglicht es, Exposition- und Risikowahrscheinlichkeiten für Nichtzielflächen auf Landschaftsebene zu berechnen und kartographisch für unterschiedliche Bezugsräume (Flussgebiete, Naturräume) zu visualisieren. Für das Verfahren wurden umfangreiche Datenquellen erschlossen und integriert. Es wurden zufällige Werte der einbezogenen expositionsrelevanten Parameter (Dimension der Nichtzielfläche, Höhe der Driftdeposition, Kultur, Applikationsmuster, Windrichtung etc.) entsprechend der räumlichen Gültigkeit und Verteilungsform einmalig auf die georeferenzierten Nichtzielflächensegmente und die Zielflächen verteilt.

Die dadurch entstandenen zufälligen Kombinationen von Parametern ergaben Expositionssituationen auf der Ebene einzelner Nichtzielflächensegmente. Diese müssen nicht für die konkrete lokale Situation gültig sein. Sie stellen auf Landschaftsebene, der Zielebene dieses Verfahrens, die Grundgesamtheit der Verteilung möglicher Expositionssituationen dar. Diese Vorgehensweise wurde auch von Gutsche u. Strassemeyer (2007) für die Verteilung von Feldkulturen und Applikationsmustern verwendet. Hierdurch unterscheidet sich der Ansatz von anderen Arbeiten, welche die Kombination von unabhängigen Parametern durch Simulationsmethoden, wie der Monte-Carlo-Methode, realisieren (Wang u. Rautmann 2008, Thomas et al. 2016). In den genannten Arbeiten ist jedoch die Anzahl der einbezogenen Parameter und das Untersuchungsgebiet deutlich kleiner und daher rechentechnisch einfacher zu realisieren.

5.2 Räumliche und zeitliche Bezugseinheiten

Die genauen Grenzen des Agrarraums wurden durch die Lage der einbezogenen Zielflächen nach ATKIS Basis-DLM festgelegt. In Kap. 2.6.4 wurde bereits angesprochen, dass innerhalb des InVeKoS-Verfahrens ein in thematischer, zeitlicher und räumlicher Hinsicht genauerer Datensatz zur

Zielflächenbeschreibung auf Länderebene vorgehalten wird. Dennoch zeigen die Ergebnisse eines Flächenvergleichs zwischen Zielflächen abgeleitet aus InVeKoS-GIS und ATKIS Basis-DLM für das Bundeslands Brandenburg mit mehr als 90 % Übereinstimmung, dass die Lage der Agrarräume mit ATKIS gut abgebildet werden kann (Kap. 4.1.2).

Hexagone sind für landschaftsökologische Untersuchungen etablierte räumliche Betrachtungseinheiten (White et al. 1992, Hunsaker et al. 1994, Schumaker 1996, Griffith et al. 2000, Schindler et al. 2008). Neben der Eigenschaft homogenen Einheiten für statistische Analysen zu bilden (Schindler et al. 2008), bieten die sechs unmittelbaren Nachbarzellen günstiger Voraussetzungen für Nachbarschaftsanalysen als quadratische Zellen mit vier Kantennachbarn (White et al. 1992). Generell ist die Wahl fachlich begründeter Bezugsräume, der von administrativen vorzuziehen (Bastian u. Schreiber 1999). Daher sind Flussgebietseinheiten für Aussagen zur modellierten aquatischen Expositions- und Risikosituation und Naturraumeinheiten für Aussagen zur terrestrischen Situation thematisch sinnvoll, um Entwicklungsziele und Managementmaßnahmen abzuleiten. Die Administration und Kontrolle der Maßnahmen wird jedoch eher durch administrative Bezugsräume begünstigt (Enzian u. Gutsche 2004). Prinzipiell kann das hier vorliegende Verfahren auch auf andere, ggf. differenzierte Bezugsräume (z.B. Teileinzugsgebiete) angewendet werden. Die Entscheidung hierfür ist abhängig von den Erfordernissen der Administration späterer Managementmaßnahmen. Zu beachten ist in jedem Fall, dass die Grundgesamtheit an Nichtzielflächenflächen bzw. -segmenten in den Bezugsräumen variiert. In kleinstrukturierten Agrarlandschaften oder Agrarlandschaften mit hoher Gewässernetzdichte ist die Grundgesamtheit an Nichtzielflächen größer als in weniger strukturierten oder weniger gewässerreichen Agrarlandschaften. Die Ungleichheit der Grundgesamtheit wird daneben durch unterschiedliche Flächengrößen der natürlichen oder administrativen Bezugsräume bestimmt. Grundsätzlich gilt, dass die Verteilung bzw. ein Perzentile der Verteilung von PEC-Werten oder Risikoindices eines Bezugsraums keine Auskunft über die absolute Häufigkeit des Vorkommens gibt, sondern die Wahrscheinlichkeit des Eintretens der Überschreitung eines Expositions- oder Risikoschwellwertes beschreibt (Schad u. Schulz 2011). Da die den Perzentilen zugrundeliegenden Expositions- und Risikoberechnungen auf Ebene von Nichtzielsegmenten räumlich explizit verortet sind, können die Ergebnisse zur räumlichen Festlegung des Hot-Spot-Managements dienen, bspw. durch die Festlegung von Förderkulissen für eintragsmindernde Agrarumweltmaßnahmen (Pufferstreifen zu Nichtzielflächen) (NMUEK 2015).

Nachfolgend sollen die wesentlichen Aspekte diskutiert werden, welche die berechneten Verteilungen zur Wahrscheinlichkeit und der Häufigkeit bestimmter Expositions- und Risikosituationen beeinflussen.

5.3 Zielflächen, angebaute Kulturen, PSM-Anwendungen und Anwendungsbestimmungen

Das ATKIS-Basis-DLM beschreibt Zielflächen als zusammenhängende landwirtschaftliche Flächen ohne die darauf befindliche Schlagstruktur zu berücksichtigen (vgl. Kap. 2.6.4). Dies hat zur Folge, dass Unsicherheiten zur tatsächlichen Anzahl unterschiedlicher Schläge auf einer ATKIS Acker- oder Sonderkulturfläche bestehen. Dies beeinflusst wiederum die Verteilung der Kulturen und darüber die Zuordnung der Applikationsmuster zu einer Zielfläche (vgl. Kap. 3.5.2 und 3.5.2.3). Die Verteilung der Kulturen erfolgte nach Gutsche u. Strassemeyer (2007). Sie wurden nach Anbaustatistik (Destatis 2010) auf Kreisebene zufällig verteilt.

Um auch ohne Zugang zu räumlich expliziten Informationen zu Kulturen und Flächengrenzen die Unsicherheiten durch die Kulturverteilung besser abzubilden, sollte in der Weiterentwicklung des hier vorgestellten Ansatzes eine vielfache wiederholte Verteilung (Simulation) der Kulturen mit anschließender Expositions- und Risikoindexberechnung vorgenommen werden. Dadurch könnte auf Schlagebene die Unsicherheiten besser beschrieben werden. Dieser Ansatz konnte aufgrund des vielfach höheren Prozessierungs- und Speicherbedarfs nicht realisiert werden. Rechentechnischen Lösungsansätze für derartige Simulationen existieren (Krumpe et al. 2013). Zudem können durch die zusätzliche Berücksichtigung von kulturspezifischen Standortpräferenzen (hinsichtlich Boden,

Topographie, Klima) Unsicherheiten durch die Kulturverteilung verringert werden (Rounsevell et al. 2003). Mittelfristig ist zu erwarten, dass genauere Eingangsdaten zur räumlich expliziten Lage der Kulturen, z.B. abgeleitet aus Fernerkundungsdaten (s.u.) und in Folge von Open-Data Initiativen (Kuzev et al. 2016) verfügbar sein werden.

Das konkrete Applikationsmuster einer Zielflächen ist ebenfalls eine entscheidende Größe bei der Berechnung der Expositions- und Risikoberechnung für die benachbarten Nichtzielflächen. Die Toxizität der Wirkstoffe von Applikationsmustern variiert innerhalb einer Kultur und auch zwischen den Kulturen. Diese Zusammenhänge zeigen Freier et al. 2015 durch die Analyse von Praxisdaten mit dem Risikomodell SYNOPS (Gutsche u. Strassemeyer 2007) für verschiedenen Feld- und Raumkulturen. In der vorliegenden Arbeit wurde, abhängig von der zuvor verteilten Kultur (siehe oben), der Zielfläche ein konkretes Applikationsmuster zufällig zugewiesen (vgl. Kap. 3.5.2 und 3.5.2.3). Die gewählte Methode der zufälligen Verteilung von Applikationsmustern in Abhängigkeit der Kultur entspricht der Vorgehensweise von Gutsche u. Strassemeyer (ebd.). Bei der Interpretation der Ergebnisse des hier vorgeschlagenen Verfahrens ist zu beachten, dass eine Verteilung der Applikationsmustern nach Erhebungsregionen (Roßberg et al. 2007; Roßberg 2008) aufgrund der geringen Stichprobenzahl nur für Winterweizen, Wintergerste, Winterraps gerechtfertigt ist (Roßberg 2016). Um auch für andere Kulturen, insbesondere PSM intensive Sonderkulturen, Anwendungsdaten kleinräumiger berücksichtigen zu können, wären zusätzliche Betriebe für die Datenbereitstellung zu gewinnen. Die Methode ist aus den genannten Gründen, der variierenden Toxizität und der begrenzten regionalen Repräsentativität, mit Unsicherheiten für das Ergebnis der Expositions- und Risikoberechnung verbunden. Eine räumlich explizitere Kenntnis des Applikationsmusters wäre die Voraussetzung, um diese Unsicherheit zu reduzieren. Dies kann, wie oben gesagt, durch eine Vergrößerung der Stichprobenzahl erreicht werden und durch die direkte Ansprache von Landwirten. Im Bundesland Nordrhein-Westfalen wird für die Wasserschutzberatung der Landwirtschaft ein Werkzeug zur Risikobewertung entwickelt, das für einzelne Schläge die durch den Landwirt oder Berater eingegebenen Applikationsmuster analysiert und den Landwirt dadurch in die Lage versetzt, die Umweltwirkung seines PSM-Managements und möglicher Alternativen abzuschätzen (Golla et al. 2014, Claus-Krupp et al. 2016).

Es ist bekannt, dass aufgrund der ATKIS-Basis-DLM Generalisierungsvorschriften (AdV 2008) Ackerflächen gegenüber kleineren flächenhaften Nutzungen, die sich auf oder unmittelbar an der Ackerfläche befinden, dominieren (Röber et al. 2009, Schorcht et al. 2016). Dies kann in Landschaften mit Acker- und Sonderkulturflächen dazu führen, dass Ackerflächen nach ATKIS zu Ungunsten von Sonderkulturflächen überschätzt werden. Dies ist für das Verfahren insofern relevant, als dass die Abdriftwerte in Raumkulturen, im Vergleich zu Feldkulturen, deutlich höher sind (Rautmann et al. 1999).

Darüber hinaus bestehen auch bekannte Schwierigkeiten in der Trennung der Nutzungen Ackerland und Grünland (Arnold 2010, Hovenbitzer 2015). Den genannten Unzulänglichkeiten könnten durch Fernerkundungsmethoden (ebd.) oder die Integration landwirtschaftlicher Fachdaten des InVeKoS-Verfahrens (vgl. Kap. 2.6.4) begegnet werden. Hierfür sind jedoch die bislang bestehenden Nutzungsbeschränkungen zu überwinden (Kubiak et al. 2014). Auch ist zu erwarten, dass zeitlich und räumlich hochaufgelöste Landnutzungs- und Bodenbedeckungsdaten entwickelt und frei zugänglich gemacht werden. Fernerkundungsmissionen, wie solche des europäischen Copernicus Satellitenprojekts, liefern hierfür die notwendigen Ausgangsdaten (Dash u. Ogutu 2016). Methoden zur Ableitung von landwirtschaftlicher Flächengrenzen (Hu et al. 2009, Oesterle u. Hahn 2010, Ruiz et al. 2011) und der Klassifikation landwirtschaftlicher Kulturen sind bereits vorhanden (McNairn u. Brisco 2004, Castillejo-Gonzalez et al. 2009).

Die Übereinstimmung beim Vergleich zwischen Zielflächen abgeleitet nach InVeKoS und ATKIS-Basis-DLM für Brandenburg ist gut (vgl. Kap. 4.2.1). Dieses Ergebnis lässt auch für weitere Bundesländer vermuten, dass mit ATKIS die räumliche Lage von Zielflächen realitätsnah beschrieben

werden kann, da das Vorgehen bei der Erstellung und Fortführung des ATKIS-Basis-DLM in Deutschland weitestgehend einheitlich ist (Golla et al. 2002).

Für die realitätsnahe Abbildung der Grenzlinien zwischen Zielflächen und terrestrischen Nichtzielflächen stellen auch Kühne et al. (2000a) eine gute Abbildung durch ATKIS fest. Dies ergibt sich auch aus der Annahme, dass Nichtzielflächen unmittelbar an die Zielflächen angrenzen, d.h. an die Polygongrenzen der zusammenhängenden landwirtschaftlichen Flächen. Es ist allerdings möglich, dass im Rahmen der Ökologisierung der Agrarpolitik (Röder et al. 2014), Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung geschaffen werden. Diese werden aufgrund der räumlichen Mindesterfassungsvorschriften und deren zeitlichen Dynamik durch das ATKIS-Basis-DLM nicht abbildet. Bisher kommen diese Maßnahmen, wie z.B. Pufferstreifen an Gewässern und Waldrändern, noch selten zur Anwendung (DBV 2016).

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Möglichkeiten der Datenprozessierung und die Datenverfügbarkeit für eine nationale Analyse der Expositions- und Risikosituation von Nichtzielflächen in hoher thematischer, zeitlicher und räumlicher Auflösung, generell vorhanden sind. Die von einigen Autoren (Hart 2001, Verdonck 2003, EUFRAM 2005) genannte Schwierigkeit in der Datenverfügbarkeit für probabilistische Verfahren trifft für Deutschland daher eher nicht bzw. nicht mehr zu.

5.4 Wirkstoffeigenschaften und Anwendungsbestimmungen

Die Berechnung von Exposition und Risiko erfolgte unter Berücksichtigung der gültigen Anwendungsbestimmungen. Damit zeigen die Ergebnisse Landschaftsbereiche, die aufgrund der natürlichen Gegebenheiten, in Kombination mit den angebauten Kulturen und eingesetzten Wirkstoffen erhöhte Risikoindices, beispielsweise mit $ETR > 0,1$ im 90. Perzentil, aufweisen. Diese Informationen sind für die Pflanzenschutzberatung hilfreich, um mehr Beratungs- und Kontrollschwerpunkte transparent und effektiv festlegen zu können. Technische Möglichkeiten, um diese dem Landwirt oder Berater zugänglich zu machen, bieten Web-GIS-Anwendungen. Derartige Lösungen sind bereits durch das InVeKoS-Verfahren oder andere Aktivitäten etabliert (Claus-Krupp et al. 2014). Eine rein visuelle Interpretation der Ergebniskarten von Hot-Spot Analysen, hinsichtlich der Zusammenhänge, welche zur Definition von Hot-Spot-Gebieten führen, ist aufgrund der multifaktoriellen Eigenschaften der Risiko-Berechnung schwierig. Zu besserer Interpretation sind daher zusätzliche Karten, z.B. zum Risikopotential der Applikationsmuster und der Vulnerabilität durch die naturräumlichen Gegebenheiten innerhalb der Bezugsräume, hilfreich. Auch hierfür bieten sich Desktop-GIS oder Web-GIS-Anwendungen durch die klassischen Funktionen des Überlagerns von Themenkarten an. Der Bedarf für derartige technische Unterstützung, speziell der Pflanzenschutzberatung wurde in einer Empfehlung des NAP-Forums formuliert (NAP 2016b).

5.5 Verteilung der Windrichtung

Für die Überprüfung der Hypothese, dass eine Mehrfachexposition von Nichtzielflächen aus unterschiedlichen Zielflächen möglich ist, war es notwendig auch den konkreten Tag und die Stunde einer PSM-Applikation in das Verfahren einzubeziehen (vgl. Kap. 3.5.2 u. 3.5.3). Die Untersuchung zur Anzahl von PSM-Applikationstagen unterstreicht dabei die Notwendigkeit für eine Methode, welche diese Mehrfachexposition analysieren kann. Bisherige Ansätze, die von der Anwendung eines einzelnen PSM oder Wirkstoffs auf allen Zielflächen eines Untersuchungsgebietes ausgehen (Urban 2003, Dechet et al. 2007, Holmes 2007, Holmes et al. 2007, Schulz et al. 2009, Verro et al. 2009, Kubiak et al. 2014), berücksichtigen diese räumliche Beziehung nicht und können die Exposition und das Umweltrisiko durch PSM-Anwendungen daher nicht realistisch beschreiben.

Es ist nicht realistisch, dass in einem theoretischen Abdriftbereich von bis zu 150 m (Enzian u. Golla 2004), alle in unterschiedlichen Windrichtungen gelegenen Nichtzielflächen zur gleichen Zeit exponiert werden können (Koch u. Strub 2006, Golla et al. 2011). Cryer et al. (2001) und Gutsche u. Strasse Meyer et al. (2007) berechnen die Exposition nur für die nächstgelegene Nichtzielfläche und

ordnen das daraus abgeleitete Risiko, der Zielfläche zu. Dieses Vorgehen ermöglicht eine worst-case Abschätzung, die jedoch keine Rückschlüsse zu der Exposition aller beeinflussten Nichtzielflächen zulässt. Vor diesem Hintergrund stellt die in dieser Arbeit verwendete Methode der Einbeziehung der Windrichtung aus DWD-Wetterstationen einen pragmatischen Ansatz dar, um die Variabilität der Wind- und damit der Eintragsrichtung zu berücksichtigen. Sie ermöglicht es, eine mögliche Mehrfachexposition einer Nichtzielfläche aus unterschiedlichen Zielflächen zu berücksichtigen.

Die Unsicherheit dieser Vorgehensweise ist schwierig einzuschätzen, da die Messung des Windes stark von der Situation im Umfeld der Station beeinflusst wird und die Messwerte somit nicht immer eine gute Referenz für die umgebenden Zielflächen darstellen (Friedrich 2000). Eine alternative Vorgehensweise könnte auf Basis der Ergebnisse des DWD Projektes CLM4TRY (Krähenmann 2015) erfolgen. Hier werden mittlere, aber für das Jahr typischen Windgeschwindigkeiten und Windrichtungen in stündlicher Auflösung einer Zielauflösung von 1 km² durch ein regionales Klimamodell berechnet (DWD 2017). Ein bundesweiter Datensatz zur Beschreibung der lokalen Windverhältnisse für alle Zielflächen Deutschlands in der relevanten Höhe von 2 m ist derzeit nicht vorhanden.

5.6 Nichtzielflächen und Refugien

5.6.1 Aquatik

Für die aquatische Risikoabschätzung wurden 10,4 Mio. Gewässersegmente mit einer Abschnittslänge von 25 m generiert und die Entfernung zu benachbarten Strukturen in acht Himmelsrichtungen nach dem konzeptionellen Modell von Hendley et al. (2001b) bestimmt. Für Raumkulturen und auf subnationaler Ebene wurden diese Analysen in verschiedenen Arbeiten durchgeführt bzw. konzeptionell beschrieben (Urban 2003, Enzian et al. 2004, Enzian u. Golla 2006, Dechet et al. 2007, Holmes 2007, Holmes et al. 2007, Schad u. Schulz 2011). In dieser Arbeit wurde jedoch erstmals für Deutschland Datenanalysen durchgeführt, welche die Zielflächen aus Raumkulturen und Feldkulturen sowie die durch diese theoretisch exponierten Nichtzielflächen nach Datenlage des ATKIS Basis-DLM identifizieren und deren räumliche Beziehungen abbilden.

5.6.1.1 Wahl der Abschnittslänge

In Analysen zum Einfluss der Segmentlängen auf das Ergebnis konnte gezeigt werden, dass Segmentlängen zwischen 25 m und 250 m mit einer maximalen Differenz von 0,06 µg/l bei der Aufwandmenge von 1000 g/ha für einen generisches PSM einen geringen Einfluss auf das 90. Perzentil der Landschaftsebene haben. Für diese Auswertungen wurde bewusst ein Landschaftsausschnitt in Baden-Württemberg mit kleinstrukturierten Kulturlandschaft gewählt, um die dort vorherrschenden kurzen Grenzflächen einzelner Schläge oder Parzellen zu Gewässern zu berücksichtigen. Auch andere Arbeiten (Hendley et al. 2001a, Dechet et al. 2007, Holmes 2007, Holmes et al. 2007) verwenden die Segmentlänge von 10 m bis 25 m oder schlagen diese vor (Schulz et al. 2009), auch wenn es bislang hierfür keine Festlegungen, bspw. im Rahmen sogenannter „guidance documents“ der PSM-Zulassung (EFSA 2013b) gibt.

5.6.2 Terrestrik

Terrestrische Nichtzielflächen wurden, im Gegensatz zu aquatischen Nichtzielflächen, nicht in regelmäßige Abschnitte unterteilt. Ausschlaggebend hierfür war ein technischer Aspekt der Datenverarbeitung einer Grenzlänge von 1,42 Mio. km zu terrestrischen Nichtzielflächen. Dieser Umfang konnte mit den für die Arbeit zur Verfügung stehenden Datenbankressourcen nicht in regelmäßige Segmente von 25 m Länge unterteilt werden. Schad und Schulz (2011) weisen ebenfalls auf die Datenintensität für terrestrische Nichtzielflächen hin. Arbeiten von de Jong et al. (2008), mit vergleichbarem räumlichen Umfang, sind nicht georeferenziert und schätzen stattdessen die Summe an Nichtzielflächen auf nationaler Ebene ab. Überträgt man die durchgeführten Analysen zum Einfluss der Segmentlängen in der aquatischen Expositionsmodellierung (25 bis 250 m, s.o.), ist zu vermuten,

dass bei einer mittleren Abschnittslänge von < 246 m, der Einfluss dieses Parameters in der Risikomodellierung ebenfalls gering sein wird. Vertiefende Untersuchungen hierzu sind notwendig.

Der hier entwickelte Ansatz zur Modellierung von Nachbarschaftsbeziehungen ermöglicht es erstmals, für alle georeferenzierten Zielflächen Deutschlands Informationen zu angrenzenden Nichtzielflächen auf der räumlichen Ebene auszuweisen. Die räumliche Lage von linienhaften Refugien ist ebenfalls auf dieser Ebene vorhanden. Es wurden mehr als 200 000 unterschiedliche Nutzungsarten für Refugien und Nichtzielflächen identifiziert und bilanziert. Gleichzeitig wurde gezeigt, dass weniger als 100 Nutzungsarten quantitativ vorherrschenden, d.h. diese mehr als 75% der Gesamtlänge an Nichtzielflächen und linienhaften Refugien ausmachen. Hinsichtlich der thematischen und räumlichen Auflösung stellt die entwickelte Methode eine Weiterentwicklung derer von Gutsche u. Enzian (2002) und Enzian u. Gutsche (2004) dar. Die Ergebnisse zur Länge der Grenzlinien von Ziel- und Nichtzielflächen decken sich annähernde mit Hochrechnungen von Kühne et al. (2000a), die 1,49 Mio. km Saumlänge an Ackerland bilanzieren. Der Datensatz bietet darüber hinaus die Möglichkeit auch in andere Modelle der landschaftsbasierten Risikobewertung, die bislang Szenario-basiert angewendet werden, integriert zu werden (Topping et al. 2015, Becher et al. 2016).

5.7 Räumliche Dimension von Nichtzielflächen

Neben der räumlichen Lage, ist die räumliche Dimension der Nichtzielflächen für die Exposition dieser Strukturen relevant. Den von Ohliger u. Schulz (2010) festgestellten Unzulänglichkeiten der bestehender Datenquellen (z.B. ATKIS-Basis-DLM) in der Beschreibung derartiger Strukturparameter konnte durch stichprobenhafte Luftbildauswertungen, Felderhebungen und räumlichen Analysemethoden begegnet werden. Die dadurch gewonnen Daten zeigen, dass verschiedene Merkmale der Gewässer- und Saumstruktur, insbesondere deren Lage und Ausdehnung, durch die Verfahren generell gut erfasst werden können.

5.7.1 Saumstrukturen

Der Schwerpunkt der Felderhebungen und Luftbildauswertungen lag auf Erhebungen zur Breitendimension von Säumen, insbesondere solchen an Verkehrswegen. Diese sind in Agrarräumen die vorherrschenden linienförmigen Habitate (Gutsche u. Enzian 2002, Hahn et al. 2014) und besitzen dort eine besondere Bedeutung als Biotopverbund für viele Organismen (Bundschuh et al. 2012, Schmitz et al. 2013). Vor allem für Arthropoden stellen diese Strukturen einen leicht zu überwindenden Weg zu benachbarten Lebensräumen dar (Kühne et al. 1999).

Da in der untersuchten Naturraumeinheit R2 (Vorderpfälzer Tiefland) der Weinanbau eine große Rolle spielt, wurden für Acker- und Weinbau getrennte Auswertungen durchgeführt. Durch Flurbereinigungen bzw. Flurneuordnungen wurden viele Feldwege, insbesondere im Weinbau, befestigt. Um Unterschiede zwischen befestigten und unbefestigten Wegen nachzuweisen, erfolgte eine getrennte Auswertung. Die Messungen der Saumbreiten an unbefestigten Feldwegen erfolgten vom Rand jeder Landnutzung einschließlich des Weges, während die Saumbreiten an befestigten Wegen an beiden Seiten des Weges (ohne Wegbreite) gemessen wurden. Die Abb. 33 und Abb. 34 zeigen die Saumbreiten für die einzelnen Saumtypen an befestigten und unbefestigten Feldwegen an Wein- und Ackerflächen. Wesentliche Unterschiede gab es im Acker-Weg-Siedlungssaum zwischen befestigten und unbefestigten Wegen. Die Konfidenzgrenzen bei 5% Irrtumswahrscheinlichkeit sind auf Grund einer ausreichenden Anzahl an Messpunkten relativ klein. Große Unsicherheiten und breite Konfidenzintervalle zeigten sich an Gehölzsäumen. Die Ursachen sind im relativ kleinen Stichprobenumfang zu suchen, liegen aber auch in Fehlinterpretationen der Luftbilder durch die Schattenwirkung der Bäume begründet (Hildebrandt 1996). Bei Gehölzflächen ist der Baumbewuchs nicht so dicht wie bei Waldflächen, so dass Messungen mit und ohne Schattenwirkungen anzutreffen sind, wodurch sich diese großen Variationsbreiten erklären. Dagegen wurden Waldsäume durch die Schattenwirkung in den Luftbildauswertung stark unterschätzt. Dies beweist die geringen Variationsbreiten der Messungen. Insbesondere der Saum mit unbefestigtem Weg wurde mit ca. 4 m

Breite weit unterschätzt, was auch die Freilanduntersuchungen belegten. Allein durch die Wegbreite ohne Waldsaum wurden Breiten von 3 m bis 4 m gemessen. Es ist anzunehmen, dass die Wege einschließlich des anschließenden Waldsaumes durch den Schatten der Bäume überdeckt wurden. Dies ist im Falle der manuellen Luftbilddauswertung ein bekanntes Phänomen (Hildebrandt 1996). Deshalb sind Waldsäume an Acker- bzw. Weinflächen wegen der Schattenwirkung nicht ohne weiteres durch manuelle Luftbilddauswertungen zu verifizieren. Für die automatisierte Identifikation von Schattenbereichen bieten neuere Verfahren der objektbasierten Klassifikation in Kombination mit hochaufgelösten Bilddaten weiterreichende Möglichkeiten (Poznanska et al. 2013, Shahtahmassebi et al. 2013). Trotz dieser Einschränkungen wird das Verfahren der manuelle Interpretation von Vegetationsstrukturen am Bildschirm auf Grundlage von DOP (Gießübel 1993) für Stichprobenfahren als zielführend angesehen.

5.7.2 Gewässerstrukturen

Die im Rahmen der Freilanderhebungen zur Gewässermorphologie untersuchten Gebiete umfassen 45 % der deutschlandweit rund 2000 km Fließgewässer im abdriftrelevanten Bereich von Obstanlagen und 48 % der deutschlandweiten Obstanbaufläche. Bezüglich der Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Gebiete ist bemerkenswert, dass sich die Erhebungsdaten zum Breite-Tiefe-Verhältnis, der Gewässerbreite und –tiefe sowie der Fließgeschwindigkeit zwischen den Regionen Bodensee (R1), Sachsen (R4) und Thüringen/Sachsen-Anhalt (R9) statistisch nicht voneinander unterscheiden. Daher sind diese vorgestellten Ergebnisse auf fließende Kleingewässer anderer Obstregionen vermutlich übertragbar. Eine Ausnahme bilden die Regionen Brandenburg (R8) und Mecklenburg-Vorpommern (R7). Hier sind Gräben quantitativ vorherrschend. Diese unterscheiden sich wiederum in den genannten Parametern signifikant von den vorher genannten Regionen. Die Zugehörigkeit zu unterschiedlichen Gewässerlandschaften nach Briem (2003) scheint diese Beobachtungen zu stützen. Da sich die Expositionssituation von Gräben und Fließgewässern unterscheidet (Lorenz et al. 2017), erweitern diese Ergebnisse für beide Systeme die Wissensbasis hin zu mehr Realitätsnähe bei der Expositions- und Risikobewertung und wurden daher bereits in anderen Arbeiten (Kubiak et al. 2014) verwendet.

Die Ergebnisse zur Gewässerbreite und –tiefe zeigen für alle untersuchten Gebiete, dass das Wasservolumen kleinerer Fließgewässer durch die Annahme des Standardgewässers (300 cm³ bei Annahme eines Kastenprofils von 100 cm Breite, 30 cm Tiefe und einer Länge von 100 cm) in allen Regionen überschätzt wird. Dieser Umstand wird seit langem in der Diskussion um den Realitätsgrad des Expositionsmodells im Zulassungsverfahren geführt (Bach et al. 1996, Streloke et al. 1996, Enzian & Gutsche 2000). Die Messungen zur Fließgeschwindigkeit unterstützen die Annahme, dass in Fließgewässern eine Expositionsverringerung durch Dispersionsprozesse und eine Verkürzung der Verweildauer der Konzentrationswolke möglich ist (Schulz et al. 2007, Streloke et al. 1996). An 90 % der Messstellen wurde eine Verweildauer $t/L = < 9.6$ [s/m] ermittelt. Der Mittelwert beträgt $t/L = 5.6$ [s/m], was einer Fließgeschwindigkeit von 0.3 [m/s] entspricht. Bei der Abschätzung der Exposition von Fließgewässern muss berücksichtigt werden, dass im Unterlauf befindliche Gewässerabschnitte durch Expositionsimpulse aus dem Oberlauf belastet werden können.

Die für Expositionsrechnungen relevante Distanz A_{rel} beträgt im Bodenseegebiet im Mittel $A_{m,rel} = 5.1$ m; berechnet mit dem 10. Perzentil des Parameters m_1 und den Mittelwerten k_m und g_m ergibt dies für die Region R1 in 90% der Fälle ein Abstand von $A_{p10,rel} \geq 4.0$ m. Für die Obstbauregion Mecklenburg–Vorpommern sind die Entfernungen deutlich größer, im Mittel $A_{m,rel} = 8.4$ m. Wie auch im Fall von Hecken und Gewässerrandstreifen bewirkt eine Gewässerböschung, durch die Erhöhung der Distanz zwischen Feldkante und Wasserfläche, zwar eine geringere PSM-Deposition des Gewässers. Die Gewässerböschung ist jedoch ebenfalls Lebensraum für Organismen, den es vor unvermeidbaren Auswirkungen zu schützen gilt.

In den Freiland-Erhebungen wurde an den verschiedenen Standorten deutlich mehr abdriftmindernder Vegetation vorgefunden, als mit dem ATKIS Landschaftsmodell abgebildet wird. In ATKIS

abgebildete Schutzvegetation (Wald- oder Gehölzflächen) wurde zu 100% im Gelände vorgefunden. Diese Ergebnisse bestätigen die Einschätzung von Schulz et al. (2007), wonach die Berücksichtigung abdriftmindernder Vegetation aus ATKIS im Rahmen einer Expositionsabschätzung zu keiner Unterschätzung der zu erwartenden Freilandkonzentration führt. Bei der Berechnung der abdriftrelevanten Distanz auf der Basis des ATKIS Modells kann ebenfalls die Unterschätzung der zu erwartenden Freilandkonzentration ausgeschlossen werden.

Die Untersuchungen haben zudem gezeigt, dass sich die gewässermorphologische Parameter in allen untersuchten Anbauregionen erheblich von dem „Standardgraben“ der Zulassung unterscheiden. Dabei wirken sich einzelne Parameter mindernd, andere wiederum erhöhend auf die zu erwartende Freilandkonzentration aus. Das zum Zeitpunkt der Aufnahmen angetroffene Wasservolumen bemisst im Median mit 150 [l/m²] die Hälfte des Volumens eines Standardgrabens. PSM Einträge werden in dieser Situation weniger verdünnt, die zu erwartende Freilandkonzentration steigt. Hingegen bewirkt eine mittlere Fließgeschwindigkeit von 0.3 [m/s] eine rasche Expositionsverringering über die Zeit, da die Konzentration verlagert wird. Schulz et al. (2007) äußerten die Vermutung, dass bei der gleichzeitigen Berücksichtigung der Vorbelastung aus oberhalb liegenden Gewässerabschnitten und der Verdünnungseffekte infolge von Dispersionsprozessen sich die Effekte hinsichtlich einer verkürzten Expositionszeit gegeneinander aufheben. Um diese Frage zu beantworten, müssen als zentrale hydraulische Eigenschaften die Abflussmenge und der Fließquerschnitt für ein gesamtes Fließgewässersystemen abgebildet werden. Bach et al. (2004) haben hierzu Funktionen abgeleitet, die anhand der hier dargestellten Freiland-Erhebungen validiert werden können. Zudem müssen die Lage der Applikationsflächen entlang der Gewässer und deren mögliche Behandlungssequenzen bekannt sein, um die Berechnung von Weg-Zeit-Konzentrationsprofilen für beliebige Punkte im Gewässernetz durchführen zu können. Durch die vorliegende Arbeit können entsprechende Eingangsdaten deutschlandweit bereitgestellt werden. In räumlichen Netzwerk-Modellen können dann gewässerabschnittsweise zeitlich gemittelte/gewichtete (time-weighted average; twa) Konzentrationen berechnet werden. Strittmatter et al. (2013) und Kubiak et al. (2014) haben hierfür ein erstes Konzept entwickelt, letztere zudem eine ökotoxikologisch abgesichert Größe für ein tolerierbares Zeitfenster von TWA-Konzentrationen definiert.

5.7.2.1 *Gewässerrandstreifen*

Für eine über die räumliche Auflösung von ATKIS hinausgehende Differenzierung des Gewässerrandbereichs, wurde in dieser Arbeit eine Methode entwickelt, welche die Breitendimension von Randstreifen und die damit einhergehende Expositionsminierung georeferenziert beschreibt. Dies ermöglicht die Identifizierung von Gewässerstrecken für die aufgrund der derzeitigen natürlichen Ausstattung und Landnutzung potentiell höhere Eintragsrisiken bestehen, da die natürliche Distanzfunktion eines Gewässerrandstreifens (Bach et al. 1994, 1997, Ohliger u. Schulz 2010) nicht vorhanden ist.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass bundesweit sich nur ein sehr geringer Flächenanteil von 0,7 % (3 m) – bis 1,8 % (10 m) landwirtschaftlicher Fläche im gewässernahen Bereich befindet. Von diesen Flächen jedoch, aufgrund der geringen Distanzfunktion ((Bach et al. 1997)),potentiell ein erhöhtes Eintragsrisiko ausgeht. Zwar zeigen die Ergebnisse auch, dass bereits bei Anteile von 22, 8 % (10 m) - 47,6 % (3 m) der Agrargewässer eine natürliche Distanzfunktion zu tragen kommt. Dennoch sollte in diesem Nahbereich der Schwerpunkt auf einer Flächennutzung ohne Einsatz von PSM- und Düngemittel liegen. In diese Zielsetzung verfolgt auch der Nationale Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, der einen mindestens 5 m breiten Randstreifen in besonderen Gebieten vorsieht (BMELV 2013). Zur Definition dieser Gebiete liegen durch diese Arbeit entsprechende Methoden (bspw. Nachbarschaftsanalyse, Refugienindices, Expositions- und Risikomodellierung) vor.

Die Zahlen verdeutlichen, dass kleine Gewässer der Breitenklasse bis 3 m (BRG3) mit einem Anteil von 92,5 % die in Deutschland maßgebliche, durch pflanzenschutzrelevante Nutzung, eintragsgefährdete Gewässerkategorie ist. Die bestätigen auch Monitoringergebnisse (Ulrich et al. 2015).

Für kleine Standgewässer (insb. Sölle) wurde die Distanzsituation berechnet, aber hier nicht explizit ausgewiesen. Sie sind Bestandteil weitere Forschungsarbeiten zum Kleingewässerschutz (Lorenz et al. 2017).

Die Methode wird bereits für ein nationales Monitoring der Veränderung von Nutzungen im Gewässerumfeld, auf Grundlage der InVeKoS-GIS Daten, eingesetzt (NAP 2016a). Zukünftig sollten auch gewässerschonenden Maßnahmen auf der Zielfläche, wie Pufferstreifen, berücksichtigt werden. Es ist damit zu rechnen, dass diese Maßnahmen infolge der GAP Reform (EC 2013) und der damit für Landwirte verbundenen Verpflichtung zur Anlage von ökologischen Vorrangflächen zunehmen. Dies kann zu positiven Veränderungen im Gewässerschutz führen.

5.7.3 Erhebungskonzept

Für die Felderhebungen und Luftbildauswertungen gilt, dass durch die begrenzte Anzahl der Erhebungsgebiete die regionale Variabilität der untersuchten Strukturparameter nur begrenzt auf andere Regionen Deutschlands übertragen werden kann. Dies zeigen beispielsweise die erheblichen Unterschiede bei den Säumen an befestigten- und unbefestigten Wegen in den Erhebungsräumen Oderbruch und Uckermark. Dennoch geben diese Ergebnisse einen Hinweis auf die regionale Variabilität, wie auch Unterschiede zwischen den Strukturen. Sie ergänzen damit auch die Datenbasis, welche durch vergleichbare Untersuchungen zur Variabilität von Strukturparametern terrestrischer und aquatischer Nichtzielflächen bereits besteht (Ohliger u. Schulz 2010, Hahn et al. 2014, Kubiak et al. 2014). Die Daten stellen eine notwendige Grundlage für mehr realitätsnähe in der Expositions- und Risikoberechnung von PSM dar, denn sie ermöglichen die Gesamtheit der Ausprägung expositions- und risikorelevanter Parameter in die Analysen einzubeziehen (Hart 2001, Schulz et al. 2009).

Als sinnvoll wird die Entwicklung eines Erhebungskonzepts erachtet, welche bereits die Flächen von bestehenden Monitoringprogrammen in der Agrarlandschaft berücksichtigt. Denkbar hierfür ist das vom Bund in Abstimmung mit den Bundesländern entwickelte Erhebungskonzept für die Kartierung von „Flächen mit hohem Naturwert“ (high nature value farmland; HNV-Farmland), welches die Stichprobenkulisse des Monitorings häufiger Brutvögel des Dachverbands Deutscher Avifaunisten (DDA) nutzt (Benzler et al. 2015). Für diesen Fall konnte die Arbeit auch Synergien in der Nutzung der HNV-Monitoringdaten (BfN 2009) aufzeigen, indem die Variabilität der Breitendimension von Hecken daraus abgeleitet wurde.

5.8 Vollständigkeit Gewässernetz

Die quantitative Vollständigkeit des ATKIS-Gewässernetzes ist schwer zu bestimmen. Ein bundesweit verfügbarer Referenzdatenbestand, welcher die aktuelle Gewässersituation nicht ständig wasserführender Gewässer ohne Erfassungsgrenze wiedergibt, existiert nicht. Für zur Vollständigkeit des ATKIS-Gewässernetzes befragten Golla et al. (2002) Vermessungsverwaltungen. Sieben Bundesländer erfassten alle nicht ständig wasserführenden Gewässer, die in der analogen TK10 bzw. TK25 enthalten sind und deren Existenz aus Luftbildern belegbar war. Bei dieser Vorgehensweise kann davon ausgegangen werden, dass auch kürzere (< 500 m) nicht ständig wasserführende Gewässer über das damalige DLM25/2 auch im heutigen Basis-DLM vorhanden sind. Stichprobenhafte Untersuchungen zur geometrische Vollständigkeit des ATKIS Basis-DLM Gewässernetzes belegen eine Vollständigkeit für die kleinste ATKIS-Breitenklasse (bis 3 m) von 90 % bis– 93 % in Abhängigkeit des Bundeslandes (Golla u. Krumpke 2014).

5.9 Modellierung der Abdrift

Durch die Abdriftmodellierung wurde eine realitätsnähere Abschätzung der Abdrift im Vergleich zur Verwendung eines deterministischen Perzentils (90. Perzentils oder Median) erreicht. Die Ergebnisse der simulierten Abdriftwerte bildeten die Abdriftmesswerte sehr gut ab (Golla et al. 2008, Golla et al. 2011). Damit können realistische Abdriftwerte für beliebige Entfernungen für Feldkulturen und Raumkulturen berechnet und in landschaftsbezogene Expositionsmodellierung verwendet werden

(Kubiak et al. 2014, Schad u. Schulz 2011). Es ist zu beachten, dass die den Messdaten von Rautmann et al. (2001) zugrunde liegende Versuchsanordnung keine Filterwirkung durch Vegetation außerhalb der Zielfläche berücksichtigen (Rautmann et al. 1997, Koch u. Weisser 2001, Koch et al. 2003). Daten von van de Zande u. Holtemann (2005), die diesen Aspekt in der Versuchsanordnung berücksichtigen, standen für die Arbeit nicht zur Verfügung. Nach Brown et al. (2017) weicht das Versuchsdesign dieser Daten (Huijsmans et al. 1997) von Rautmann et al. (2001) ab, sodass eine Zusammenführung der Daten nicht ohne weiteres möglich ist. Gleichwohl werden auf EU Ebene Anstrengungen unternommen, um vorhandene Abdriftwerte zu harmonisieren (Mackay et al. 2014).

Die versuchsweise Auswertung der Messwerte von Rautmann et al. (2001) unterscheidet das hier vorgestellte Modell von Ansätzen, die zur Beschreibung von Abdrift die Verteilung der Einzelwerte als statistische Grundgesamtheit betrachten (von der Hude 2004, FOCUS 2001). In dieser Arbeit wird die Heterogenität der einzelnen Versuche, d.h. der Überfahrten während der Versuche, als unabhängige Applikationsereignisse in den Vordergrund gestellt. Entsprechend wird die Variabilität im kleinskaligen Bereich der Petrischalenabstände (1 m) nicht als kennzeichnend für ein Applikationsereignis erachtet (EUFRAM 2006). Nach Kaul et al. (2001) sind es zufällig wirkende Einflüsse, wie lokale Turbulenzen und spontane Veränderungen der Windverhältnisse, die die kleinskalige Variabilität beeinflussen. Die meteorologischen und verfahrenstechnischen Bedingungen für einen Versuch (Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Temperatur, Düsen, Vegetation etc.) können aufgrund der Durchführungsvorschriften (BBA 1992) als annähernd konstant angenommen werden (Kaul et al. 2001). Daher ist in einer georeferenzierten probabilistischen Expositionsabschätzung eine Übertragung der Phänomene einzelner Petrischalenmesswerte auf einen Nichtzielflächenabschnitt von > 25 m Länge nicht sinnvoll. Ein extrem hoher oder niedriger Abdriftwert in einer Petrischale repräsentiert nicht die Abdrift, die den gesamten Abschnitt erreicht.

5.10 Modellierung räumlicher Beziehungen

Durch die Modellierung der räumlichen Beziehungen zwischen Ziel- und Nichtzielflächen konnte die Exposition einer Nichtzielfläche aus unterschiedlichen Zielflächen berücksichtigt werden. Die Ergebnisse zeigen, dass unter der Annahme zeitlich versetzter Applikationen auf den Zielflächen und variabler Windrichtungen terrestrische und aquatische Nichtzielflächen aus unterschiedlichen Zielflächen exponiert werden können. Zwar gehen Thomas et al. (2014) davon aus, dass Einträge in Nichtzielflächen zum Applikationszeitpunkt nur aus einer Himmelsrichtung erfolgen können. Doch exemplarische Auswertungen von Koch et al. (2003) zeigen, dass durch die Variabilität von Windstärke und Windrichtung während eines Applikationstages Einträge aus unterschiedlichen Windrichtungen erfolgen können. Daher wurden Windmessungen des DWD ausgewertet. Die Analysen zeigen, dass bei geringen Windgeschwindigkeiten gewisse Standorteffekte erkennbar werden, ansonsten aber eher eine Gleichverteilung auftritt. Erst bei deutlichem Wind ergibt sich eine vorherrschende Windrichtung. Dies rechtfertigt den hier gewählten Ansatz der räumlichen Modellierung, welcher auch Einträge, die aus unterschiedlichen Windrichtungen stammen, in der Expositions- und Risikoabschätzung berücksichtigt. Zudem ermöglichen aktuelle Entwicklungen bei Pflanzenschutzgeräten eine PSM-Applikation bei hohen (>20 km/h) Fahrgeschwindigkeiten (Höner 2008). Höhere Fahrgeschwindigkeiten führen durch erhöhten Gegenwind zu größeren Turbulenzen um das Pflanzenschutzgerät (Balsari et al. 2014). Untersuchungen von Wygoda et al. (2010) kommen zu dem Ergebnis, dass bei Fahrgeschwindigkeit von 24 km/h, die Abdrift um den Faktor 3 ansteigen kann. Ob dadurch auch außerhalb des Randbereichs Abdrift auf Nichtzielflächen gelangen kann, ist derzeit Gegenstand der Forschung (Rautmann, 2016, mündl. Mitteilung).

Damit unterscheidet sich das entwickelte räumliche Modell von Ansätzen, die das Abdrift-bedingte Umweltrisiko der Zielflächen-Nichtzielflächen-Beziehung nicht explizit räumlich modellieren (Gutsche u. Strassemeyer 2007a, de Jong et al. 2008), bzw. die Möglichkeit der Exposition aus unterschiedlichen Zielflächen nicht berücksichtigen (Thomas et al. 2014). Während das Modell SYNOPS (Gutsche u. Strassemeyer 2007) Mischtoxizitäten, die bei der Ausbringung von

Tankmischungen entstehen können, bei der Berechnung der Risikoindices berücksichtigt, kann eine Mischtoxizität auch durch zeitlich und räumlich überlagernde Expositionskonzentrationen in der Nichtzielfläche aus unterschiedlichen Zielflächen entstehen. Hierfür bietet die vorliegende Arbeit eine neue Verfahrensweise an. Die Ergebnisse zeigen, dass sich bei dieser Betrachtung das Risikoniveau verändert. StrassemeyerGutsche (2010) zeigen, dass ein räumlich aggregierter Risikoindex (ETR) im 90. Perzentil durch wenige besonders toxische Wirkstoffe bestimmt werden kann. Daher ist bei der Interpretation der Ergebnisse für einzelne Landschaften auch die Unsicherheit durch die Verteilung der Kulturen und entsprechende der Applikationsmuster und deren Wirkstoffe zu berücksichtigen.

Für eine Verbesserung der Ansprache von Zielflächen, Nichtzielflächen und Refugien wurden die Flächenobjekte des ATKIS-Basis-DLM zu einem Fachdatensatz, der frei von Flächenüberlagerungen ist, weiterentwickelt. Die hier angewandte Methode, welche anhand von Priorisierungslisten Flächenüberlagerungen auflöst, wurde mit unterschiedlicher Zielsetzungen von Meinert et al. (2015) und Hovenbitzer (2015) genutzt. Anders als in Meinert et al. (2015) wurden keine linienförmige Objekte durch Pufferung in flächenförmige Geometrien überführt, sondern ausgewählte punktförmige Objekte wie z.B. die ATKIS-Objektarten Windrad, Freileitungsmast, Funkmast. Diese wurden nach der Priorisierungsliste überlagert, um die zugrundeliegende Hauptnutzung identifizieren zu können. Damit ermöglicht der Datensatz auch nach verschiedenen Kombinationen von Landnutzung und Bodenbedeckung, z.B. Windrad auf Ackerland, nasser Boden auf Ackerland, deutschlandweit zu analysieren.

5.11 Modellierung der Wiedererholung

5.11.1 Modellierung Wiedererholung in aquatischen Nichtzielflächen

Bei der Berechnung des Risikos aquatischer Nichtzielflächen wurde das Wiederbesiedlungspotential berücksichtigt. Bei Fließgewässern kann eine Wiederbesiedelung aus unbelasteten Abschnitten erfolgen, die sich oberhalb des belasteten Abschnitts befinden und mit diesem vernetzt sind (Von der Ohe u. Liess 2004, Schriever et al. 2007a). Eine Einwanderung entgegen der Fließrichtung ist möglich, setzt aber die Möglichkeit der aktive Bewegung der Organismen voraussetzt (Brittain u. Eikeland 1988, Beketov u. Liess 2008). Das in dieser Arbeit entwickelte Verfahren berücksichtigt die Fließrichtung nicht, da hierfür umfangreiche Überarbeitungen des ATKIS-Basis-DLM notwendig gewesen wären. Es stellt daher eine vereinfachte und nicht validierte Annäherung an die Wiederbesiedlungsprozesses in Fließgewässern, Gräben und kleinen Standgewässern der Agrarlandschaft(bspw. Sölle) dar. Für letztere sind Wiederbesiedlungsprozesses auf anderen Faktoren beschränkt (Lebensphasen mit Flügeln für aquatischen Insekten; Überschwemmung, Wind, Transport von Vögeln oder Menschen für Weichtiere oder benthische Krebstiere), die weniger gut untersucht sind (Caquet et al. 2007). Aktuelle Forschungsansätze zum Kleingewässerschutz (Lorenz et al. 2017) können jedoch Möglichkeiten zur Weiterentwicklung des Ansatz für lentiche Systeme bieten.

Um Fließrichtung und Vernetzung für das Gewässernetz des ATKIS-Basis-DLM explizit zu berücksichtigen, stellen Netzwerkanalysen wichtige Analysefunktionalitäten in einem GIS bereit (Strittmatter et al. 2013, Kubiak et al. 2014). Sie können als Pendant zur Flächenverschneidung für flächenhafte Phänomene angesehen werden (Bill 1999a). Allerdings ist das Gewässernetz des ATKIS Basis-DLM bislang kein vollständiges geometrisch-hydrologisches Gewässernetz, auch wenn durch das neu eingeführte ATKIS AAA-Datenmodell eine Attributierung der Fließrichtung eingeführt wurde (BKG 2016a). Weiterhin sind Durchflusslinien und Fließrichtung nicht vollständig. Lücken sind vorhanden, die durch Digitalisierungsfehler oder durch verrohrte Gewässerabschnitte etc. bedingt sein können (Kubiak et al. 2014). Eine Überarbeitung der ATKIS-Geometrien ist ein zeitaufwändiges Verfahren und kann nur bedingt automatisiert werden (Koschitzki 2004, Petersohn 2008).

5.11.2 Modellierung Wiedererholung in terrestrischen Nichtzielflächen

Die angenommene Mindestausstattung von 5% Refugialflächen in Agrarlandschaften stellt eine untere Anforderung dar. Gutsche u. Enzian (2002) definieren eine Mindestausstattung von 5 % bis 20 %,

abhängig von der PSM-Intensität (Behandlungshäufigkeit) der Landschaft. Untersuchungen von Kretschmer et al. (1995), Hoffmann u. Kretschmer (2001) und Oppermann & Hoffmann (2012) zeigen, dass ein Mindestanteil von 5 % naturnahe Kleinstrukturen deutlich positiv mit der Erhaltung der Artenvielfalt korreliert. Dieser Wert sollte jedoch nicht unterschritten werden (Gutsche et al. 2012).

Die Größe der Hexagone leitet sich von der in Gutsche u. Enzian getroffenen Festlegung ab, dass Wiederbesiedlungsprozesse zwischen Nichtzielflächen und Refugien bis zu einer Distanz von 500 m angenommen werden. Die Festlegung dieser Distanz muss als Kompromiss verstanden werden, da die Aktionsradien von Arthropoden stark variieren (Veres et al. 2013). Die notwendige räumliche Beziehung von Zielflächen und Refugialflächen, um Wiedererholungsprozesse zu ermöglichen, wird in diesem Ansatz dieser regelmäßigen Raumeinheiten besser gewährleistet, als in Ansätzen mit größerem Raumbezug wie Gutsche u. Enzian (2002) und Enzian u. Gutsche (2004).

Vor dem Hintergrund von Maßnahmen zur Förderung der (funktionalen) Biodiversität (BMELV 2013) kann der Ansatz der Quantifizierung und Visualisierung des Refugialanteils von Agrarlandschaften der räumlich gezielten Schwerpunktlegung dienen. Refugien an und auf der Agrarfläche auch positiv auf die Kulturpflanzenproduktion und den Pflanzenschutz auswirken (Holland et al. 2016, Begg et al. 2017). Nützlinge, die in Säumen leben und in die Agrarfläche einwandern, unterstützen die Bekämpfung von Schädlingen und damit die Gesunderhaltung der Kulturpflanzen (Begg et al. 2017). Bestäuber sind von zentraler Bedeutung für die Ertragsbildung von Kulturpflanzen (Palm et al. 2014). Sinnvoll ist die Verknüpfung bspw. von Gewässerschutz und Maßnahmen zur Förderung der (funktionalen) Biodiversität, beispielweise durch spezielle Saatmischungen für Rand- und Feldstreifen, die für verschiedene Arten Lebens- und Rückzugsräume bieten (Alix et al. 2017b).

5.12 Hot-Spots Identifizierung

Die durchgeführten Analysen liefern vielfältige Informationen zu Verwundbarkeit von terrestrischen und aquatischen Nichtzielflächen in der Agrarlandschaft. Beispielsweise kann der Datensatz zu Gewässerrandstreifen auf Schlagebene genutzt werden, um besonders austragsgefährdete Situationen der Landschaft (geringe natürliche Randstreifenbreite) zu identifizieren. Hierdurch können rein terrestrische Ansätze in der Gewässerschutzkartierung (Hahn u. Vietinghoff 2010) räumlich zielbezogener unterstützt werden und dadurch die Gewässerschutzberatung effektiver gestaltet werden. Für eine Hot-Spot Erkennung im Sinne der Identifizierung von „source areas“ oder „contributing areas“ (Misra et al. 1996, Freitas et al. 2008, Frey et al. 2011, Trepos et al. 2012) können diese georeferenzierten Informationen (Gewässerrandstreifen, Saum- bzw. Gewässernetzdichte, Refugien) ebenfalls genutzt werden. Aufgrund der Unsicherheit von Eingangsdaten zur Verteilung von Kulturen und Anwendungsmustern sind diese jedoch auf aggregierter räumlicher Ebene zu interpretieren.

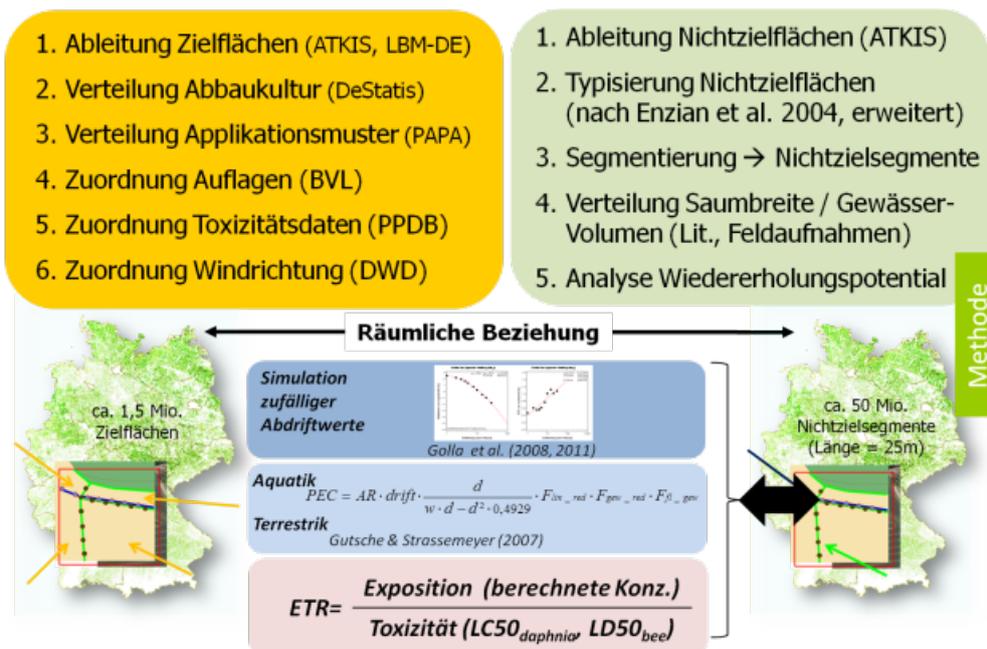
Die zukünftigen Herausforderungen werden darin bestehen, die Variabilität expositionsrelevanter Parameter insbesondere der landschaftlichen Aspekte und Wirkstoffeigenschaften mit dynamischen biologischen Aspekten von betrachteten Lebensgemeinschaften zu verbinden (Focks et al. 2014). Bislang werden im vorgestellten Ansatz expositionsseitig keine Transformationsprozessen der Wirkstoffe (Richter et al. 1996), wie bspw. Abbau und Bildung von Metaboliten, berücksichtigt. Insbesondere in Fließsystemen wirken sich einzelne Parameter mindernd, andere wiederum erhöhend, auf die zu erwartende Anfangskonzentration im Gewässer aus. Initiale Konzentrationsimpulse, wie sie mit vorliegender Methode berechnet werden, werden durch Konvektion und Dispersion in Fließsystemen verformt (Bach et al. 2004). Mit der hier entwickelten Methoden werden realistische Einträge durch Abdrift berechnet. Diese können als Eingangsparameter für Modelle dienen, die diese Prozesse berücksichtigen, um Weg-Zeit-Konzentrationsprofilen für beliebige Punkte im Gewässernetz zu berechnen (Kubiak et al. 2014).

Schädlichen Wirkungen durch eine veränderliche und verlängerte Exposition von Organismen (chronischen Wirkungen) können durch das Verfahren derzeit bewertet werden, wie bspw. in Gutsche

u. Strassemeyer (2007). Auch wird die zeitliche und räumliche Dynamik von (subletalen) Effekten (Focks et al. 2014) nicht berücksichtigt. Neuere Arbeiten zeigen, dass beispielsweise für Wildbienen und andere wildlebende Bestäuber in Saumstrukturen ein besonderes Risiko infolge sublethaler Effekte besteht (Gill et al. 2012, Vanbergen et al. 2013, Goulson et al. 2015). Auch die Anzahl von berücksichtigten Indikatorarten in dieser Arbeit ist als exemplarisch anzusehen und sollten in die Überlegungen für eine Weiterentwicklung einbezogen werden. Beide hier verwendeten Stellvertreter-Organismen sind für die Gruppe der Insektizide nicht die sensibelsten Organismen (van Wijngaarden et al. 2015, Vehovszky et al. 2015, Brock et al. 2016).

Die Weiterentwicklung des hier vorgestellten Ansatzes wird vor dem Hintergrund der genannten Aspekte in der Kopplung mit existierenden räumlich expliziten Modellen gesehen. Dies sind Modelle, welche die Transformationsprozessen von PSM berücksichtigen (Gutsche u. Strassemeyer 2007) sowie solchen, die die Effekte auf Populationsebene beschreiben (Dalkvist et al. 2009, Topping et al. 2010, Topping 2011, Topping et al. 2015, Becher et al. 2016). Erste Schritte in diese Richtung werden derzeit durch Integration der Zielflächen-Nichtzielflächen-Beziehung, der Variablen Breitendimension in das Modell SYNOPSIS (Gutsche u. Strassemeyer 2007) für eine Entscheidungshilfesystem unternommen (Claus-Krupp et al. 2016).

6 GRAFISCHE ZUSAMMENFASSUNG



7 ZUSAMMENFASSUNG

Mit dieser Arbeit wurde ein Verfahren entwickelt, welches erstmals deutschlandweit räumlich explizit die Exposition und das Risiko von terrestrischen und aquatischen Nichtzielflächen in Folge von Pflanzenschutzmittel-Abdrift auf der Ebene einzelner Nichtzielsegmente modelliert.

Die Stärken des Verfahrens liegen in der umfassenden Einbeziehung expositions- und risikorelevanter Parameter. Hierfür wurden Methoden entwickelt und Datenquellen erschlossen, um diese Parameter möglichst realitätsnah, d.h. hier in der Gesamtheit der möglichen Ausprägungen, in das Verfahren einzubeziehen. Dies wird insbesondere ermöglicht durch die zeitliche und räumliche Modellierung der Beziehungen von Zielflächen, Nichtzielflächen und Refugien und die Verwendung von zeitlich und räumlich hochaufgelösten Daten. Die vorliegende Arbeit unterstützt die Anstrengungen, welche aktuell für eine realitätsnähere Risikoabschätzung von PSM durch die Einbeziehung der Landschaftsebene unternommen werden.

Es wurden Umweltkonzentrationen und Risikoindices für aquatische und terrestrische Nichtzielflächen beispielhaft für die Stellvertreter-Organismen *Daphnia magna* (Wasserfloh) und *Apis mellifera* (Westliche Honigbiene) durch PSM-Abdrift abgeschätzt. Die Expositions- und Risikoberechnungen erfolgten auf der räumlichen Ebene für aquatischen und terrestrischen Nichtzielflächen. Für die Expositionsberechnung wurde ein Modell zur Simulation realistischer Abdriftwerte entwickelt und die räumlichen Beziehungen zwischen Zielflächen, Nichtzielflächen und Refugien wurden mit Hilfe von Geoinformationssystemen und relationalen Datenbanken modelliert. Die Expositionsberechnung erfolgte exemplarisch für ein Anbaujahr.

Im Ergebnis konnten die Ergebnisse der Expositions- und Risikoberechnungen als Verteilungen und in Form von Karten dargestellt werden.

8 SUMMARY

In this work a spatially explicit method was developed, which assesses the exposure and the risk of terrestrial and aquatic non-target areas due to pesticide drift at the spatial scale of single non-target segments. The calculations were carried out for the whole of Germany.

The advantage of the method lies in the comprehensive inclusion of parameters, which determine the risk and exposure of non-target areas. In order to keep these parameters as realistic as possible, various data sources were made accessible and appropriate analysis methods were developed. This was achieved in particular by modeling the temporal and spatial relationships between target areas, non-target areas and refuges as well as by the use of temporally and spatially high-resolution data. The present work supports the efforts currently being undertaken for a more realistic risk assessment of pesticides through the incorporation of the landscape-level.

Predicted environmental concentrations and risk indices for aquatic and terrestrial non-target areas were assessed for the indicator organisms *Daphnia magna* (Water flea) and *Apis mellifera* (Western honey bee). Exposure and risk calculations were performed at the spatial level of aquatic and terrestrial non-target areas. For the exposure calculation, a model for the simulation of realistic drift values was developed and the spatial relationships between target areas, non-target areas and refuges were modeled using geographic information systems and relational databases. The exposure was calculated for a specific year of cultivation as an example.

The results of the exposure and risk calculations are illustrated using distribution graphs and maps.

9 LITERATUR

- AdV (2008): Dokumentation zu Modellierung der Geoinformationen des amtlichen Vermessungswesens (GeoInfoDok), ATKIS-Katalogwerke; ATKIS-Objektartenkatalog Basis-DLM; Version 6.0. Stand: 11.04.2008. Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland.
- AdV (2015): Dokumentation zur Modellierung der Geoinformationen des amtlichen Vermessungswesens (GeoInfoDok); Erläuterungen zum ATKIS® Basis-DLM; Version 6.0.1; Stand: 25.08.2015 Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland (AdV).
- Alix, A.; Brown, C.; Capri, E.; Goerlitz, G.; Golla, B.; Knauer, K.; Laabs, V.; Mackay, N.; Marchis, A.; Alonso Prados, E.; Reinert, W.; Strelake, M.; Poulsen, V. (Hrsg.) (2017a): Mitigating the Risks of Plant Protection Products in the Environment: Proceedings of the MAGPIE workshop. Pensacola ; Brussels, 392 S.
- Alix, A.; Golla, B.; Garrido, C.; Nilson, E.; Glass, R.; van de Zande, J. (2017b): Risk mitigation measures for the off-crop environment. S. 153-187. In: Alix et al. (2017a).
- Arnold, S. (2010): Digital Landscape Model DLM-DE - Deriving land cover information by integration of topographic reference data with remote sensing data. ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences.
- Avenhaus, W. (2007): Implementation von GREAT-ER mit ArcGIS und ArcHydro, Institut für Umweltsystemforschung, Universität Osnabrück.
- Bach, M., Fabis, J. und Frede, H.-G. (1994): Schutzfunktionen von Uferstreifen für Gewässer im Mittelgebirgsraum. Wasserwirtschaft, 84, S. 524-527.
- Bach, M., Fabis, J. und Frede, H.-G. (1997): Filterwirkung von Uferstreifen für Stoffeinträge in Gewässer in unterschiedlichen Landschaftsräumen, Kommissionsvertrieb Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.
- Bach, M., Fischer, P. und Frede, H.G. (1996): Gewässerschutz durch Abstandsaufgaben? Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes, 48, S. 60-62.
- Bach, M., Fischer, P. und Frede, H.G. (1999): Anwendungsbestimmungen zum Schutz vor schädlichen Umweltwirkungen durch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und ihre Beachtung in der Praxis. UBA-Texte, 43/99.
- Bach, M., Mohaupt, V., Huber, A., Frede, H.G. und Zullei-Seibert, N. (2000): Schätzung der Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer Deutschlands, Berlin, Erich Schmidt Verlag.
- Bach, M., Träbing, K. und Frede, H.G. (2004): Morphologische Charakteristika kleiner Fließgewässer- ein Beitrag zur probabilistischen Expositionsabschätzung. Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes, 56, S. 293-298.
- Balsari, P., Doruchowski, G., Ophoff, H. und Roettele, M. (2014): TOPPS-Prowadis-Empfehlungen zur Reduzierung der Abdrift bei der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln
- Bareth, G. (2009): GIS- and RS-based spatial decision support: structure of a spatial environmental information system (SEIS). International Journal of Digital Earth, 2, S. 134-154.
- Barrett, K.L, Grandy, N, Harrison, E.G, Hassan, S und Oomen, P. (Year): Published. Guidance Document on Regulatory Testing Procedures for Pesticides with Non-target Arthropods. (Hrsg.): ESCORT - European Standard Characteristics of Non-Target Arthropod Regulatory Testing, 1994 Wageningen. Brussels: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) Europe.
- Bartell, S. M. (1996): Some thoughts concerning quotients, risks, and decision-making. Human and Ecological Risk Assessment, 2, S. 25-29.
- Bartelme, N. (1989): GIS Technologie: Geoinformationssysteme, Landinformationssysteme und ihre Grundlagen, Springer.
- Barthel, M., Keith, J., Guinness, J., Barker, C., Fava, J., Harnanan, C., Smerek, A., Adibi, N., Valdivia, S. und Khan, S. (2014): Hotspots Analysis: mapping of existing methodologies, tools and guidance and initial recommendations for the development of global guidance. In:

- UNEP/SETA (Hrsg.): UNEP/SETAC Life Cycle Initiative - Flagship Project 3a (Phase 1) - Final report; Date: 8 December 2014 (Version 5.8).
- Barzmann, M., Barberi, P., Birch, A.N.E., Boonekamp, P., Dachbrodt-Saaydeh, S., Graf, B., Hommel, B., Jensen, J.E., Kiss, J., Kudsk, P., Lamichhane, J.R., Messean, A., Moonen, A. C., Ratnadass, A., Ricci, P., Sarah, J.-L. und Sattin, M. (2015): Eight principles of integrated pest management. *Agronomy for Sustainable Development*, 35, S. 1199-1215.
- Bastian, O. und Schreiber, K.-F. (1999): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft, Spektrum, Akad. Verlag.
- BBA (1992a): Messung der direkten Abtrift beim Ausbringen von flüssigen Pflanzenschutzmitteln im Freiland. Richtlinien für die Prüfung von Pflanzenschutzgeräten, VII.
- BBA (1992b): Richtlinien für die Prüfung von Pflanzenschutzgeräten - Messung der direkten Abtrift beim Ausbringen von flüssigen Pflanzenschutzmitteln im Freiland. Braunschweig: Abteilung für Pflanzenschutzmittel und Anwendungstechnik der Biologischen Bundesanstalt Braunschweig.
- Becher, M. A., Grimm, V., Knapp, J., Horn, J., Twiston-Davies, G. und Osborne, J. L. (2016): BEESCOUT: A model of bee scouting behaviour and a software tool for characterizing nectar/pollen landscapes for BEEHAVE. *Ecol Modell*, 340, S. 126-133.
- Bechmann, A. (1981): Grundlagen der Planungstheorie und Planungsmethodik: eine Darstellung mit Beispielen aus dem Arbeitsfeld der Landschaftsplanung, Haupt.
- Beketov, M. A. und Liess, M. (2008): Potential of 11 Pesticides to Initiate Downstream Drift of Stream Macroinvertebrates. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 55, S. 247-253.
- Bengtsson, J., Ahnstrom, J. und Weibull, A. C. (2005): The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42, S. 261-269.
- Benzler, A., Fuchs, D. und Hünig, C. (2015): Methodik und erste Ergebnisse des Monitorings der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert in Deutschland Beleg für aktuelle Biodiversitätsverluste in der Agrarlandschaft. *Natur und Landschaft*, 90, S. 7.
- Bereswill, R., Golla, B., Streloke, M. und Schulz, R. (2012): Entry and toxicity of organic pesticides and copper in vineyard streams: Erosion rills jeopardise the efficiency of riparian buffer strips. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 146, S. 81-92.
- Bereswill, R., Streloke, M. und Schulz, R. (2014): Risk mitigation measures for diffuse pesticide entry into aquatic ecosystems: proposal of a guide to identify appropriate measures on a catchment scale. *Integrated Environmental Assessment and Management (IEAM)*, 10, S. 286-298.
- Beulke, S., Brown, C. D., Dubus, I. G., Galicia, H., Jarvis, N., Schaefer, D. und Trevisan, M. (2006): User subjectivity in Monte Carlo modeling of pesticide exposure. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25, S. 2227-2236.
- BfN (2006): Geodaten der Naturräumlichen Gliederung Deutschlands nach Emil Meynen, Josef Schmithüsen: Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen/Bad Godesberg 1953–1962, aktualisierte Karte 1:1.000.000 mit Haupteinheiten 1960
- BfN (2009): High-Natur-Value Farmland (HNV) Kartierung, 2009 Bundesamt für Naturschutz.
- Bill, R. (1999a): Grundlagen der Geo-Informationssysteme - Analyse, Anwendungen und neue Entwicklungen, Heidelberg, Herbert Wichmann Verlag.
- Bill, R. (1999b): Grundlagen der Geo-Informationssysteme - Hardware, Software und Daten, Heidelberg, Herbert Wichmann Verlag.
- Bischoff, G., Stahler, M., Ehlers, K. und Pestemer, W. (Year): Published. Chemical-biological monitoring in drainage ditches in the orcharding region 'Altes Land' , Part 1: Application of pesticides and residues of active ingredients in surface water. In: A. A. M. Del Re, E. Capri, L. Padovani und M. Trevisan (Hrsg.): Pesticide in air, plant, soil & water system-Proceedings of the XII Symposium Pesticide Chemistry, Piacenza, Italy, 4-6 June 2003, 2003 Proceedings of the XII Symposium Pesticide Chemistry, Piacenza, Italy, 4-6 June 2003. 831-840.
- BKG (2010): Digitales Geländemodell Gitterweiten 25 m (DGM 25). Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG).

- BKG (2012): Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland, DLM-DE2009. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG).
- BKG (2016a): Digitales Basis-Landschaftsmodell (AAA_Modelierung). Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG).
- BKG (2016b): Verwaltungsgebiete 1 : 25 000 VG25 - Stand der Dokumentation: 18.04.2016. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie.
- Blarr, A.S., Eyring, J., Bach, M. und Frede, H.-G. (2009): Identifizierung und Vermeidung der hot spots von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässern - Erkennung und Quantifizierung punktueller Einträge. In: BMELV (Hrsg.), Gießen: Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Justus-Liebig-Universität Gießen.
- BMELV (2013): Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln.
- BMJV (2014): Gesetz zur Durchführung der Direktzahlungen an Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe im Rahmen von Stützungsregelungen der Gemeinsamen Agrarpolitik (Direktzahlungen-Durchführungsgesetz - DirektZahlDurchfG). DirektZahlDurchfG: Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz (BMJV).
- BMU (2003): Hydrologischer Atlas von Deutschland (HAD), Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- Bogen, K. T., Cullen, A. C., Frey, H. C. und Price, P. S. (2009): Probabilistic Exposure Analysis for Chemical Risk Characterization. *Toxicological Sciences*, 109, S. 4-17.
- Böttcher, F. (2000): Untersuchung der kleinskaligen Turbulenz im atmosphärischen Windfeld mit Hilfe statistischer Methoden. Universität Oldenburg.
- Brandenburg, Landesvermessungsamt (1999): ATKIS-Objektartenkatalog für das DLM 25/2 der Länder Brandenburg und Berlin.
- Breach, R. A. (2008): UK experiences in developing a catchment scale, risk based, approach to mitigating all routes for pesticide loss to water. . In: L. S. Alexander, P. I. Carpenter, S. E. Cooper, C. R. Glass, P. Gummer Andersen, B. Magri, T. H. Robinson, D. Stock, W. A. Taylor, E. W. Thornhill und J. C. van de Zande (Hrsg.): *International Advances in Pesticide Application*, Robinson College, Cambridge, UK, 9-11 January 2008, Cambridge: Association of Applied Biologists.
- Brittain, John E. und Eikeland, Tor Jan (1988): Invertebrate drift — A review. *Hydrobiologia*, 166, S. 77-93.
- Brock, T. C. M., Bhatta, R., van Wijngaarden, R. P. A. und Rico, A. (2016): Is the Chronic Tier-1 Effect Assessment Approach for Insecticides Protective for Aquatic Ecosystems? *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12, S. 747-758.
- Brown, C., Laabs, V., Mackay, N., Alix, A., Bradascio, R., Dyson, J., Golla, B., Knauer, K., Rautmann, D., Roepke, B., Röttele, M., Streloke, M. und Zande, J. C. van de. (2017): Published. Risk Mitigation Measures to protect surface waters. In: Alix et al (2017).
- Brühl, C.A., Alscher, A., Berger, G., Bethwell, C., Graef, F., Hahn, M., Schmidt, T. und Weber, B. (2013a): Protection of Biodiversity in the Risk Assessment and Risk Management of Pesticides (Plant Protection Products & Biocides) with a Focus on Arthropods, Soil Organisms, and Amphibians. UBA (Hrsg.). UBA-Texte 76/2015, S. 259.
- Brühl, C.A., Schmidt, T., Pieper, S. und Alscher, A. (2013b): Terrestrial pesticide exposure of amphibians: an underestimated cause of global decline? *Scientific Reports*, 3, S. srep01135.
- Deutscher Bundestag (2011): Stellungnahme des Einzelsachverständigen Prof. Dr. Ralf Schulz für die 51. Sitzung des Ausschusses für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz zur Öffentlichen Anhörung zum Thema: „Neuordnung des Pflanzenschutzrechtes“, . Deutscher Bundestag, Ausschuss für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 51.Sitzung, 26.10.2011.
- Bundschuh, R., Schmitz, J., Bundschuh, M. und Bruehl, C. A. (2012): Does insecticide drift adversely affect grasshoppers (Orthoptera: Saltatoria) in field margins? A case study combining laboratory acute toxicity testing with field monitoring data. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31, S. 1874-1879.

- Burrough, P.A. (1994): Principles of geographical information systems for land resources assessment, Clarendon Press.
- Burrough, P.A. und A, M.R. (1998): Principles Of Geographical Information Systems, Oxford University Press.
- Butler, S. J., Vickery, J. A. und Norris, K. (2007): Farmland biodiversity and the footprint of agriculture. *Science*, 315, S. 381-384.
- BVL (2004): Verfahren zur Einführung neuer Erkenntnisse in das nationale Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel. Braunschweig: Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit.
- BVL (2010): Pflanzenschutz und Naturhaushalt; Folienserie; <http://www.folienserie.agroscience.de/>.
- BVL (2014): Handbuch Pflanzenschutz-Kontrollprogramm; Bund-Länder-Programm zur Überwachung des Inverkehrbringens und der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln nach dem Pflanzenschutzgesetz (Stand: April 2014). Braunschweig: Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit.
- BVL (2016a): Online-Datenbank zugelassener Pflanzenschutzmittel Erläuterungen zur Datenbank und Hinweise zur Anwendung der Pflanzenschutzmittel. [Online]. Available: http://www.bvl.bund.de/DE/04_Pflanzenschutzmittel/01_Aufgaben/02_ZulassungPSM/01_ZugelPSM/01_OnlineDatenbank/psm_onlineDB_node.html [Abfragedatum: 1.4. 2016].
- BVL (2016b): Online data base on plant protection products [Online]. The Federal Office for Consumer Protection and Food Safety (BVL). Available: http://www.bvl.bund.de/EN/04_PlantProtectionProducts/02_AuthorizedPlantProtectionProducts/02_OnlineDatabase/PlantProtectionProducts_onlineDB_node.html [Abfragedatum: 20.07.2016].
- Caquet, T., Hanson, M. L., Roucaute, M., Graham, D. W. und Lagadic, L. (2007): Influence of isolation on the recovery of pond mesocosms from the application of an insecticide. II. Benthic macroinvertebrate responses. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26, S. 1280-1290.
- Castillejo-Gonzalez, I. L., Lopez-Granados, F., Garcia-Ferrer, A., Pena-Barragan, J. M., Jurado-Exposito, M., de la Orden, M. S. und Gonzalez-Audicana, M. (2009): Object- and pixel-based analysis for mapping crops and their agro-environmental associated measures using QuickBird imagery. *Computers and Electronics in Agriculture*, 68, S. 207-215.
- Claus-Krupp, A., Böhmer, J., Tecklenburg, J., Dominic, A. R., Golla, B. und Strassemeyer, J. (2016): H2Ot-Spot Manager NRW - ein Analyse und Beratungswerkzeug für den Einsatz in der konkreten Gewässerschutzberatung. Deutsche Pflanzenschutztagung : 20. - 23. September, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Halle: Julius Kühn-Inst.
- Cryer, S. A., Fouch, M. A., Peacock, A. L. und Havens, P. L. (2001): Characterizing agrochemical patterns and effective BMPs for surface waters using mechanistic modeling and GIS. *Environmental Modeling & Assessment*, 6, S. 195-208.
- Cuffney, T.F., Wallace, J.B. und Webster, J.R. (1984): Pesticide Manipulation of a Headwater Stream: Invertebrate Responses and Their Significance for Ecosystem Processes. *Freshwater Invertebrate Biology* 3(4), S. 153-171.
- Cullen, A.C. und Frey, H.C. (1999): Probabilistic Techniques in Exposure Assessment: A Handbook for Dealing with Variability and Uncertainty in Models and Inputs, Springer.
- Dalkvist, T., Topping, C. J. und Forbes, V. E. (2009): Population-level impacts of pesticide-induced chronic effects on individuals depend more on ecology than toxicology. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72, S. 1663-1672.
- Dash, J. und Ogutu, B. O. (2016): Recent advances in space-borne optical remote sensing systems for monitoring global terrestrial ecosystems. *Progress in Physical Geography*, 40, S. 322-351.
- Davis, B. N. K., Brown, M. J., Frost, A. J., Yates, T. J. und Plant, R. A. (1994): The effects of hedges on spray deposition and on the biological impact of pesticide spray drift. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 27, S. 281-293.
- DBV (2016): Situationsbericht 2015/16 des Deutschen Bauernverbandes. Berlin: Deutscher Bauernverband (DBV).

- de Jong, F. M. W., de Snoo, G. R. und van de Zandee, J. C. (2008): Estimated nationwide effects of pesticide spray drift on terrestrial habitats in the Netherlands. *Journal of Environmental Management*, 86, S. 721-730.
- Dechet, F., Dohmen, P., Erzgraber, B., Huber, A., Ressler, H., Schad, T., Trapp, M. und Kubiak, R. (2007): GeoDaten zur probabilistischen Expositions- und Risikoabschätzung im Zulassungsverfahren. Umsetzung der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung in den Vollzug des PflSchG-Pilotphase-Dauerkulturen: UBA.
- DeFries, R. S., Foley, J. A. und Asner, G. P. (2004): Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2, S. 249-257.
- DEQ (1998): Guidance for Identification of Hot Spots. State of Oregon, Department of Environmental Quality, Land Quality Devition.
- Destatis (2010): Agrarstatistik 2010 - Daten zu angebauten Kulturen nach Bodennutzungshaupterhebung, Statistische Bundesamt, GENESIS-Online
- Donald, P. F., Sanderson, F. J., Burfield, I. J. und van Bommel, F. P. J. (2006): Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 116, S. 189-196.
- DWD (2015): Climate Data Center (CDC) - Aktuelle stündliche Stationsmessungen der Windgeschwindigkeit und Windrichtung, Qualitätskontrolle noch nicht vollständig durchlaufen, abgerufen 6.10.2015
- DWD (2017): Windfelder für Deutschland (CLM4TRY) [Online]. Deutschen Wetterdienst (DWD). Available: http://www.dwd.de/DE/forschung/klima_umwelt/klimaprojektionen/modelle/erstellung-windfeldern_node.html [Abfragedatum: 25.1.2017 2017].
- EC (2013): CAP Reform - an explanation of the main elements. MEMO, Brussel: European Commission.
- EEA (2007): CLC2006 technical guidelines. Copenhagen: European Environment Agency (EEA).
- EFSA (2013a): Guidance on the risk assessment of plant protection products on bees (*Apis mellifera*, *Bombus* spp. and solitary bees). *EFSA Journal*, 11, S. 3295.
- EFSA (2013b): Guidance on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters. *EFSA Journal*, 11, S. 3290.
- EFSA (2015): Scientific Opinion addressing the state of the science on risk assessment of plant protection products for non-target arthropods. *EFSA Journal*, 13, S. 212.
- Egsmose, M., Streissl, F. und Tarazona, J.V. . (2015): Towards Realistic and Landscape-Based Prospective Ecological Risk Assessments: Mapping Variability and Diversity [Online]. Available: <http://globe.setac.org/2015/setac-barcelona/special-sessions.html> [Abfragedatum: 01.12.2015 2015].
- Enzian, S., Golla, B. und Gutsche, V. (2004): Ein GIS-gestütztes Verfahren zur Expositionsabschätzung von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässern am Beispiel des Obstanbaugebietes am Bodensee, 54. Deutsche Pflanzenschutztagung, Hamburg.
- Enzian, S. und Gutsche, V. (2004): GIS-gestützte Berechnung der Ausstattung von Agrarraumen mit naturnahen terrestrischen Biotopen auf der Basis der Gemeinden - 2. Ausgabe des Verzeichnisses der regionalisierten Kleinstrukturanteile. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes*, 56, S. 299-308.
- Enzian, S. und Golla, B. (2006): Klassifizierung des Expositionspotentials von Landwirtschaftsflächen für den durch Abdrift zu erwartenden Eintrag von PSM in Oberflächengewässer - Eine Methode zur Bestimmung gewässerferner Landwirtschaftsflächen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln ohne Anwendungsbestimmungen unter Beibehaltung des Schutzniveaus für Oberflächengewässer. *UBA-Texte*, 24/06, S. 99.
- EUFRAM (2005): Introducing probabilistic methods into the ecological risk assessment of pesticides - Version 6. EUFRAM Report.
- EUFRAM. (Year): Published. Aquatic case study for discussion at EUFRAM workshop. (Hrsg.): Euforam Workshop, 2006 Budapest, 4-7 July 2006.

- Farina, A. (2006): *Methods in landscape ecology, Principles and Methods in Landscape Ecology: Towards a Science of the Landscape*. Springer.
- Feijtel, T., Boeije, G., Matthies, M., Young, A., Morris, G., Gandolfi, C., Hansen, B., Fox, K., Matthijs, E., Koch, V., Schroder, R., Cassani, G., Schowanek, D., Rosenblom, J. und Holt, M. (1998): Development of a geography-referenced regional exposure assessment tool for European rivers - GREAT-ER. *Journal of Hazardous Materials*, 61, S. 59-65.
- Focks, A., ter Horst, M., van den Berg, E., Baveco, H. und van den Brink, P. J. (2014): Integrating chemical fate and population-level effect models for pesticides at landscape scale: New options for risk assessment. *Ecological Modelling*, 280, S. 102-116.
- FOCUS (2001): *FOCUS Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under 91/414/EEC. Report of the FOCUS Working Group on Surface Water Scenarios*.
- FOCUS (2005a): *Landscape and Mitigation Factors in aquatic risk assessment. Volume 1. Extended Summary and Recommendations. EC Document Reference, SANCO/10422/2005, S. 133*.
- FOCUS (2005b): *Landscape and Mitigation Factors in aquatic risk assessment. Volume 2. Extended Summary and Recommendations. EC Document Reference, SANCO/10422/2005, S. 434*.
- Foley, J. A., Ramankutty, N., Brauman, K. A., Cassidy, E. S., Gerber, J. S., Johnston, M., Mueller, N. D., O'Connell, C., Ray, D. K., West, P. C., Balzer, C., Bennett, E. M., Carpenter, S. R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockstrom, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D. und Zaks, D. P. M. (2011): Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478, S. 337-342.
- Forster, R., Baier, B., Berendes, K.-H., Heimbach, U., Rautmann, D., Süß, A. und Vogt, H. (1997): Vergleichende Laboruntersuchungen zur Sensivität von Nichtzielarthropoden gegenüber Pflanzenschutzmitteln und Möglichkeiten der expositionsabhängigen Risikoabschätzung. *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft*, 333.
- Freier, B., Forster, R. und Kühne, S. (1998): Risikobewertung von Pflanzenschutzmitteln für Nichtzielarthropoden auf Nichtzielflächen. In: W. Laux (Hrsg.): 51. Deutsche Pflanzenschutztagung, Halle/Saale: Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft.
- Freier, B., Kühne, S., Kaul, P., Baier, B., Schenke, D., Jüttersonke, B. und Heimbach, F. (2001): Feldstudie zu Auswirkungen von Insektizidapplikationen in Weizen auf Nichtzielarthropoden in Saumbiotopen infolge Abtrift. In: R. Forster (Hrsg.): *Biozönosen von Saumbiotopen im landwirtschaftlichen Einflussbereich: Beeinflussung durch Pflanzenschutzmitteleinträge? - Fachgespräch*, Braunschweig.
- Freier, B., Pallutt, B., Jahn, M., Sellmann, J., Gutsche, V. und Zornbach, W. (2008): *Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz - Jahresbericht 2007*. In: Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen Julius Kühn-Institut (Hrsg.), Braunschweig: Institut für Strategien und Folgenabschätzung im Pflanzenschutz, Kleinmachnow.
- Freier, B., Sellmann, J., Schwarz, J., Jahn, M., Moll, E., Gutsche, V. und Zornbach, W. (2010): *Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz- Jahresbericht 2009. Berichte aus dem Julius Kühn-Institut*, Braunschweig: Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen.
- Freier, B., Sellmann, J., Schwarz, J., Jahn, M., Moll, E., Gutsche, V. und Zornbach, W. (2011): *Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz Jahresbericht 2010, Analyse der Ergebnisse der Jahre 2007 bis 2010. Berichte aus dem Julius Kühn-Institut*, Braunschweig: Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen.
- Freier, B., Sellmann, J., Strassemeyer, J., Schwarz, J., Klocke, B., Kehlenbeck, H. und Zornbach, W. (2015): *Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz Jahresbericht 2013 - Analyse der Ergebnisse der Jahre 2007 bis 2013*. In: Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen Julius Kühn-Institut (Hrsg.): *Berichte aus dem Julius Kühn-Institut*, Quedlinburg: Julius Kühn-Institut.
- Freitas, L. G., Singer, H., Muller, S. R., Schwarzenbach, R. P. und Stamm, C. (2008): Source area effects on herbicide losses to surface waters - a case study in the Swiss Plateau. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 128, S. 177-184.
- Frewer, L.J., Fischer, A.R.H., Brink, P.J., Byrne, P., Brock, T., Brown, C., Crocker, J., Goerlitz, G., Hart, A., Scholderer, J. und Solomon, K. (2008): Potential for the Adoption of Probabilistic Risk Assessments by End-Users and Decision-Makers. *Human and Ecological Risk Assessment*, 14, S. 166-178.

- Frey, M., Konz, N., Stamm, C. und Prasuhn, V. (2011): Identification of critical source areas for diffuse water pollution. *Agrarforschung Schweiz*, 2, S. 156-161.
- Friedrich, M. (2000): Die raumzeitliche Differenzierung der thermischen Bedingungen des Menschen im Klima der Stadt : die Erweiterung eines Stadtklimamodells unter Berücksichtigung tagesperiodischer Windsysteme und seine Bereitstellung im Internet Dissertation, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
- Frische, T., Egerer, S., Matezki, S., Pickl, C. und Wogram, J. (2016): 5-Punkte-Programm für einen nachhaltigen Pflanzenschutz. position // januar 2016, Dessau-Roßlau: UBA, Fachgebiet IV 1.3 Pflanzenschutzmittel.
- Ganzelmeier, H., Rautmann, D., Spangenberg, M., Streloke, M., Herrmann, M., Wenzelburger, H.-J. und Walter, H.-F. (1995): Untersuchungen zur Abtrift von Pflanzenschutzmitteln. *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft*, 304.
- Gergs, A., Preuss, T., Claßen, S., Strauss, T., Ratte, T. und Hommen, U. (2014): 6 Ecological assessments via hotspot criteria, Georeferenced Probabilistic Risk Assessment of Pesticides – Further Advances in Assessing the Risk to Aquatic Ecosystems by Spray Drift from Permanent Crops. UBA.
- Gibbons, D., Morrissey, C. und Mineau, P. (2015): A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, S. 103-118.
- Gibbons, D., Morrissey, C. und Mineau, P. (2016): A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife (vol 22, pg 103, 2015). *Environmental Science and Pollution Research*, 23, S. 947-947.
- Gießübel, J. (1993): Erfassung und Bewertung von Fließgewässern durch Luftbildauswertung. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*, 37, S. 4-31.
- Gill, R. J., Ramos-Rodriguez, O. und Raine, N. E. (2012): Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees. *Nature*, 491, S. 105-U119.
- Golla, B., Neukampf, R., Smith, B. und Kula, C. (2013): The 'Index of regional proportions of ecotones' is used in Germany to adjust risk mitigation measures for differences in landscape composition. 23th Annual Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC Europe), Warsaw.
- Golla, B., Enzian, S. und Gutsche, V. (2003): GIS-aided approaches in considering local and regional landscape conditions in the pesticide use regulation process. In: *Landscape Management for Functional Biodiversity*. EPPO/OEPP Bulletin, 26, S. 59-64.
- Golla, B., Enzian, S., Jüttersonke, B. und Gutsche, V. (2002): Entwicklung und Testung eines GISgestützten Verfahrens zur Erstellung thematischer Risikokarten als Grundlage für eine Differenzierung von Anwendungsbestimmungen zum Schutz des Naturhaushaltes beim Einsatz von Pflanzenschutzmitteln. UBA Texte, Berlin: Umweltbundesamt.
- Golla, B., Enzian, S., Strassemeyer, J. und Gutsche, V. (2006): An approach for probabilistic exposure assessment of spray drift in Germany, poster presentation. Proceedings of the SETAC-Europe Congress 2006 Den Haag.
- Golla, B. und Ernsing, M. (2016): Biodiversität der Agrarlandschaft mit amtlichen Geodaten beschreiben. In: JKI (Hrsg.): 60. Deutsche Pflanzenschutztagung : 20. - 23. September 2016, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg ; Kurzfassungen der Beiträge (Julius-Kühn-Archiv 454), Quedlinburg, S. 526.
- Golla, B., Klein, M. und Krumpe, J. (2010): GeoRisk: Model and Parameters. poster presentation. SETAC Europe 20th Annual Meeting, Sevilla, Proceedings of the SETAC-Europe Congress 2010, Spain.
- Golla, B. und Krumpe, J. (2014): Concept realization with GIS, Georeferenced Probabilistic Risk Assessment of Pesticides – Further Advances in Assessing the Risk to Aquatic Ecosystems by Spray Drift from Permanent Crops., S. 105-138 In: Kubiak et al. (2014).
- Golla, B., Strassemeyer, J., Claus-Krupp, A. und Horney, P. (2014): Hot-Spot Management im Rahmen des NAP – Erfahrungen aus dem Bundesland Nordrhein-Westfalen. 59. Deutsche Pflanzenschutztagung; Albert-Ludwigs-Universität Freiburg; Julius Kühn-Institut (Hrsg.).

- Golla, B., Strassemeyer, J., Koch, H. und Rautmann, D. (2011): Eine Methode zur stochastischen Simulation von Abdriftwerten als Grundlage für eine georeferenzierte probabilistische Expositionsabschätzung von Pflanzenschutzmitteln. *Journal für Kulturpflanzen*, 63, S. 33-44.
- Golla, B. und Vahrson, W.-G. (2000): Testung der praktischen Umsetzbarkeit und Spezifizierung des Konzeptes zur Flexibilisierung der Abstandsaufgaben zum Schutz von Gewässerorganismen bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln; Studie im Auftrag der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft; Abschlussbericht. Eberswalde: Fachhochschule Eberswalde; Fachbereich Landschaftsnutzung und Naturschutz.
- Gonzalez-Valero, J. F., Campbell, P. J., Fritsch, H. J., Grau, R. und Romijn, K. (2000): Exposure assessment for terrestrial non-target arthropods. *Anzeiger für Schädlingskunde-Journal of pest science*, 73, S. 163-168.
- Goulson, D., Nicholls, E., Botias, C. und Rotheray, E. L. (2015): Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*, 347, S. 10.
- Griffith, Jerry A., Martinko, Edward A. und Price, Kevin P. (2000): Landscape structure analysis of Kansas at three scales. *Landscape and Urban Planning*, 52, S. 45-61.
- Großmann, D. (2008): Konzept zur Bewertung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächen- und Grundwasser unter besonderer Berücksichtigung des Oberflächenabflusses (Dokumentation zum Modell EXPOSIT); Stand: 1.9.2008, 1. Revision zur Dokumentation vom 27.09.2001. Umweltbundesamt - Einvernehmensstelle.
- Gummert, A., Zornbach, W., Freier, B. und Marlander, B. (2013): National Action Plan on Sustainable Use of Plant Protection Products in Germany - integrated pest management as key strategy for sugar beet growing. *Sugar Industry-Zuckerindustrie*, 138, S. 602-610.
- Gutsche, V. (2012): Managementstrategien des Pflanzenschutzes der Zukunft im Focus von Umweltverträglichkeit und Effizienz. *Journal für Kulturpflanzen*, 64, S. 16.
- Gutsche, V. und Enzian, S. (2002): Quantifying the equipping of a landscape by natural terrestrial habitats based on digital topographical data. (Quantifizierung der Ausstattung einer Landschaft mit naturbetonten terrestrischen Biotopen auf der Basis digitaler topographischer Daten.). *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes*, 54, S. 92-101.
- Gutsche, V., Greef, J.-M., Richter, V., Hoffmann, J., Golla, B., Schwarz, J. und Freier, B. (2012): Diskussionsvorlage für einen Katalog von Kriterien für die Anerkennung einer ökologisch nachhaltigen Wirtschaftsweise eines landwirtschaftlichen Betriebes. Julius Kühn-Institut; Bundesinstitut für Kulturpflanzen (JKI), unveröff.
- Gutsche, V. und Rossberg, D. (1997a): Die Anwendung des Modells SYNOPSIS 1.2 zur synoptischen Bewertung des Risikopotentials von Pflanzenschutzmittelwirkstoffgruppen für den Naturhaushalt. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes*, 49, S. 273-285.
- Gutsche, V. und Rossberg, D. (1997b): SYNOPSIS 1.1: a model to assess and to compare the environmental risk potential of active ingredients in plant protection products. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 64, S. 181-188.
- Gutsche, V. und Strassemeyer, J. (2007a): SYNOPSIS - ein Modell zur Bewertung des Umwelt-Risikopotentials von chemischen Pflanzenschutzmitteln. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes*, 59, S. 197-210.
- Gutsche, Volkmar, Freier, Bernd, Schwarz, Jürgen und Hommel, Bernd (2011): Managementstrategien des Pflanzenschutzes im Pflanzenbau im Focus von Umweltverträglichkeit und Effizienz Fachtagung "Landwirtschaft 2025 - Anforderungen an den effizienten Pflanzenbau", Soest.
- Gutsche, V. und Strassemeyer, J. (2007b): SYNOPSIS – ein Modell zur Bewertung des Umwelt-Risikopotentials von chemischen Pflanzenschutzmitteln SYNOPSIS - a model to assess the environmental risk potential of pesticides. *Nachrichtenblatt Deut. Pflanzenschutzdienst*, 59(9), S. 14.
- Haase, G. (1991): Naturraumerkundung und Landnutzung: geochorologische Verfahren zur Analyse, Kartierung und Bewertung von Naturräumen, Akademie Verlag.
- Hahn, M., Lenhardt, P. P. und Bruhl, C. A. (2014): Characterization of Field Margins in Intensified Agro-Ecosystems-Why Narrow Margins Should Matter in Terrestrial Pesticide Risk

- Assessment and Management. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 10, S. 456-462.
- Hahn, M. und Vietinghoff, J. (Year): Published. Bestimmung von Risikoflächen für die Pflanzenschutzmittelanwendung an Gewässern als Voraussetzung für die Vermeidung von Pflanzenschutzmittel-Einträgen. (Hrsg.): 57. Deutsche Pflanzenschutztagung : 6. - 9. September 2010 Humboldt-Universität zu Berlin ; Kurzfassungen der Beiträge, 2010 Quedlinburg.
- Hart, A. (2001): Probabilistic risk assessment for pesticides in Europe: Implementation & Research Needs. In: A. Hart (Hrsg.): Report of the European workshop on Probabilistic Risk Assessment for the Environmental Impacts of Plant Protection Products (EUPRA), York, UK: Central Science Laboratory.
- HCH (2015): Conclusions of the 13th International HCH and Pesticides Forum. In: the Aragon Government and SARGA International HCH; Pesticides Association (Hrsg.): 13th International HCH and Pesticides Forum, Zaragoza, Spain.
- Hendley, P., Holmes, C., Kay, S., Maund, S., Travis, K.Z. und Zhang, M. (2001a): Probabilistic risk assessment of cotton Pyrethroids: III. A spatial analysis of the Mississippi, USA, Cotton Landscape. *SETAC Journals: Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, S. 669-678.
- Hendley, P., Holmes, C., Kay, S., Maund, S.J., Travis, K.Z. und Zhang, M.H. (2001b): Probabilistic risk assessment of cotton pyrethroids: III. A spatial analysis of the Mississippi, USA, cotton landscape. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, S. 669-678.
- Hildebrandt, G. (1996): Fernerkundung und Luftbildmessung: für Forstwirtschaft, Vegetationskartierung und Landschaftsökologie, Wichmann.
- HMULF (1998): Gewässerstrukturkartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Vor-Ort-Kartierung. Wiesbaden: Hessisches Ministerium für Umwelt Landwirtschaft und Forsten.
- Hoffmann, J., Berger, G., Wiegand, I., Wittchen, U., Pfeffer, H., Kiesel, J. und Ehlert, F. (2011): Bewertung und Verbesserung der Biodiversität leistungsfähiger Nutzungssysteme in Ackerbaugebieten unter Nutzung von Indikatorvogelarten; Abschlußbericht zum Projekt. Braunschweig: Julius Kühn - Institut; Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen (JKI).
- Hoffmann, J. und Kretschmer, H. (2001): Zum Biotop- und Artenschutzwert großer Ackerschläge in Nordostdeutschland. *Peckiana* 1: 17-31
- Holmes, C. (2007): An examination of spatially-referenced methods for the estimation of predicted environmental concentrations of PPPs in surface water from spray drift; Poster. SETAC Europe 17th Annual Meeting 20-24 May 2007 Porto, Portugal.
- Holmes, C., Willims, R. und Norman, S (2007): Characterization and Potential Exposure of Aquatic Habitats near Orchards in Tarn-ET-Garonne, France, using Satellite and Aerial Imagery; Poster. SETAC Europe 17th Annual Meeting, Porto, Portugal.
- Hommen, U., Schäfers, C., Ross-Nickoll, M. und Ratte, T. (2004): Auswertung der wichtigsten in Deutschland durchgeführten Monitoringstudien zu Auswirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielorganismen, Endbericht. Fraunhofer, Institut Molekularbiologie und Angewandte Ökologie.
- Höner, G. (2008): Mehr Schlagkraft mit höherem Risiko. *Top Agrar*, 3, S. 5.
- Hotker, H., Oppermann, R., Jahn, T. und Bleil, R. (2013): Protection of biodiversity of free living birds and mammals in respect of the effects of pesticides. *Julius-Kühn-Archiv*, S. 91-92.
- Hovenbitzer, M. (2015): Das neue Landbedeckungsmodell Deutschland (LBM-DE). 7. Dresdner Flächennutzungssymposium - Dresden, 06./07. Mai 2015: Leibniz Institut für ökologische Raumentwicklung.
- Hu, T. G., Zhu, W. Q., Yang, X. Q., Pan, Y. Z. und Zhang, J. S. (2009): Farmland Parcel Extraction Based on High Resolution Remote Sensing Image. *Spectroscopy and Spectral Analysis*, 29, S. 2703-2707.
- Huber, A., Bach, M. und Frede, H.G. (2000): Pollution of surface waters with pesticides in Germany: modeling non-point source inputs. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 80, S. 191-204.
- Huijsmans, J.F.M., H.A.J, Porskamp und Zande, J. C. van de (1997): Spray drift reduction in crop protection application technology. Evaluation of spray drift in orchards, field crops and

- nursery tree crops spraying (state-of-the-art December 1996). IMAG-DLO Wageningen: Institute of Agricultural and Environmental Engineering.
- Hunsaker, Carolyn T., O'Neill, Robert V., Jackson, Barbara L., Timmins, S. P., Levine, Daniel A. und Norton, Douglas J. (1994): Sampling to characterize landscape pattern. *Landscape Ecology*, 9, S. 207-226.
- Inan, H. I., Sagris, V., Devos, W., Milenov, P., van Oosterom, P. und Zevenbergen, J. (2010): Data model for the collaboration between land administration systems and agricultural land parcel identification systems. *Journal of Environmental Management*, 91, S. 2440-2454.
- Jager, T., Vermeire, T. G., Rikken, M.G.J. und van der Poel, P. (2001): Opportunities for a probabilistic risk assessment of chemicals in the European Union. *Chemosphere*, 43, S. 257-264.
- Jeliazkov, A., Mimet, A., Charge, R., Jiguet, F., Devictor, V. und Chiron, F. (2016): Impacts of agricultural intensification on bird communities: New insights from a multi-level and multi-facet approach of biodiversity. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 216, S. 9-22.
- Jong, F. M. W. de, Snoo, G. R. de und Zande, J. C. van de (2008): Estimated nationwide effects of pesticide spray drift on terrestrial habitats in the Netherlands. *Journal of Environmental Management*, 86, S. 721-730.
- Jüttersonke, B. und Arlt, K. (2006): Bewertung der Qualität der Flora von Saumbiotopen in der Agrarlandschaft ausgewählter Naturräume Deutschlands. *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem*, 407.
- Kaul, P., Moll, E., Gebauer, S. und Neukampf, R. (2001): Modellierung der direkten Abdrift von Pflanzenschutzmaßnahmen im Feldbau (Modelling direct drift of plant protection products in field crops). *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes*, 53, S. 25-34.
- Kehlenbeck, H., Golla, B., Herr, R., Horney, P., Saltzmann, J., Strassemeyer, J. und Wogram, J. (2013): Economic impact of regulations for the application of pesticides at farm level, Poster-Präsentation SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry). MagPie Workshop – Mitigating the Risk of Plant Protection Products in the Environment. , Rom, 22–24 April 2013.
- Keil, M., Bock, M., Esch, T., Metz, A., Nieland, S. und Pfitzner, A. (2010): CORINE Land Cover Aktualisierung 2006 - Abschlussbericht. In: Umweltbundesamt (Hrsg.), D-82234 Weßling: Deutsches Fernerkundungsdatenzentrum (DFD), Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e.V. (DLR).
- KiFL (2000): Schutzkonzept für gefährdete Wasserpflanzen der Fließgewässer und Gräben Schleswig-Holsteins - Studie im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein.
- Klein, A.W., Dechet, F. und Streloke, M (2003): Probabilistic Assessment Method for Risk Analysis in the framework of Plant Protection Product Authorisation. UBA/IVA/BVL-Workshop on Probabilistic Assessment Methods for Risk Analysis in the Framework of Plant Protection Products Authorisation, Berlin, 25 - 28 November 2003: Industrieverband Agrar (IVA, 2006) Frankfurt/Main.
- Klein, M., Golla, B, Bach, M. und Trapp, M. (2014): Model assumptions and input parameters for the geo-data based probabilistic exposure estimation, S. 29-104. In: (Kubiak et al. 2014)
- Knaebel, A., Stehle, S., Schaefer, R. B. und Schulz, R. (2012): Regulatory FOCUS Surface Water Models Fail to Predict Insecticide Concentrations in the Field. *Environmental Science & Technology*, 46, S. 8397-8404.
- Koch, H. (1989): Avoiding drift - wind as the deciding factor. *Gesunde Pflanzen*, 41, S. 108-112.
- Koch, H. und Strub, O. (2006): Abdrift und Abstandsaufgaben - Über Wahrscheinlichkeiten von Windaufreten und Windrichtung. Bad Kreuznach: Dienstleistungszentrum Ländlicher Raum - Rheinhessen-Nahe-Hunsrück - Applikationstechnik.
- Koch, H., Strub, O. und Weißer, P. (2004): The patchiness of pesticide drift deposition patterns in plant canopies. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes*, 56, S. 25-29.
- Koch, H. und Weisser, P. (2001): Spray deposits of crop protection products on plants - the potential exposure of non-target arthropods. *Chemosphere*, 44, S. 307-312.

- Koch, H., Weißer, P. und Landfried, M. (2003): Effect of drift potential on drift exposure in terrestrial habitats. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes*, 55, S. 181-188.
- Koch, H., Weißer, P. und Stadler, R. (2005): Aspects of wind measurement and the effect of wind on transport and deposition of drift particles during pesticide application - Überlegungen zur messtechnischen Erfassung des Windauftretens und zur Interpretation von Abdrift bei der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes*, 57, S. 204-209.
- Koschitzki, T. (2004): GIS-basierte, automatische Erfassung natürlicher Fließgewässerhierarchien und ihre Abbildung in Datenbanken, beispielhaft dargestellt am Einzugsgebiet der Salza. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Mathematisch-Naturwissenschaftliche-Technische Fakultät.
- Krähenmann, S. (2015): Weiterentwicklung der Testreferenzjahre (TRY)- Datensätze, Zwischenbericht 3: Konkretes Vorgehen zur Regionalisierung der TRY-Parameter und zur Erstellung der Zukunfts-TRY. Offenbach: Referat KU11, Deutscher Wetterdienst.
- Krause, A. und Kappas, M. (2012): Einführung eines GIS für die Landwirtschaftsverwaltungen der BRD auf Grundlage EU-rechtlicher und nationaler Verordnungen: Unter besonderer Berücksichtigung des Bundeslandes Mecklenburg-Vorpommern, *ibidem*.
- Kremen, C., Williams, N. M. und Thorp, R. W. (2002): Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 99, S. 16812-16816.
- Kretschmer, H., Pfeffer, H., Hoffmann, J., Schrödl, G. und Fux, I. (1995): Strukturelemente in Agrarlandschaften Ostdeutschlands. ZALF - Berichte, Müncheberg: Zentrum für Agrarlandschafts- und landnutzungsforschung (ZALF) e.V.
- Kruijne, R., Deneer, J., Lahr, J. und Vlaming, J. (2011): HAIR2010 Dokumentation - Calculating risk indicators to agricultural use of pesticides within the European Union, Alterra Wageningen UR.
- Kubiak, R., Hommen, U., Bach, M., Classen, S., Gergs, A., Golla, B., Guerniche, D., Klein, M., Krumpe, J., Preuss, T.G., Ratte, H.A.T., Roß-Nickol, M., Schäfer, C., Strauss, T., Toschki, A. und Trapp, M. (2014): Georeferenced Probabilistic Risk Assessment of Pesticides – Further Advances in Assessing the Risk to Aquatic Ecosystems by Spray Drift from Permanent Crops. Dessau-Roßlau: UBA Texte 05/2014, S. 311
- Kubiak, R., Pfeiffer, M. und Hörner, G. (1998): Voruntersuchung zu Möglichkeiten der Flexibilisierung von Pflanzenschutzmittel – Abstandsaufgaben (Endbericht). In: Braunschweig Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (Hrsg.), Neustadt: Staatliche Lehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft, Weinbau und Gartenbau, Fachbereich Ökologie
- Kühne, S., Enzian, S., Jüttersonke, B., Freier, B., Forster, R. und Rother, B. (2000a): Beschaffenheit und Funktion von Saumstrukturen in der Bundesrepublik Deutschland und ihre Berücksichtigung im Zulassungsverfahren im Hinblick auf die Schonung von Nichtzielarthropoden.
- Kühne, S., Freier, B., Enzian, S. und Forster, R. (1999): Kategorisierung von Kleinstrukturen in Nachbarschaft zu Agrarflächen und Analyse ihrer Flächenanteile in der Bundesrepublik Deutschland - Grundlage einer differenzierten Risikoabschätzung von Pflanzenschutzmassnahmen auf Nichtzielflächen. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes*, 51, S. 262-267.
- Kühne, S., Freier, B., Kaul, P., Jüttersonke, B., Schenke, D., Forster, R., Baier, B. und Moll, E. (2002): Auswirkungen der Abdrift von Insektiziden in einem Saumbiotop, Bern, *Agrarökologie*.
- Kühne, S., Freier, B., Schenke, D., Kaul, P., Jüttersonke, B. und Beier, B. (2000b): Feldstudie zur Risikobewertung der Auswirkungen von Pflanzenschutzmittelabdrift auf Nichtzielarthropoden in Saumbiotopen. *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft*, 376, S. 107-108.
- Kuzev, P., Heise, C., Knobloch, T., Kllessmann, J., Ksoll, W. und Tursics, T. (2016): Open Data. Berlin.
- Lang, S. und Blaschke, T. (2007): *Landschaftsanalyse mit GIS*, Stuttgart, Eugen Ulmer

- Leser, H. und Klink, H.-J. (1988): Handbuch und Kartieranleitung Geoökologische Karte 1:25000 (KA GÖK 25). Trier.
- Lewis, K. A., Tzilivakis, J., Warner, D. J. und Green, A. (2016): An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment*, 22, S. 1050-1064.
- Liess, M., Brown, C., Dohmen, P., Duquesne, S., Hart, A., Heimbach, F., Kreuger, J., Lagadic, L., Maund, S., Reinert, W., Streloke, M. und Tarazona, J.V. (Hrsg.): (2003): *Effects of pesticides in the field*, LeCoisic, France: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Brussels, Belgium.
- Lorenz, S., Rasmussen, J. J., Süß, A., Kalettka, T., Golla, B., Horney, P., Stähler, M., Hommel, B. und Schäfer, R. B. (2017): Specifics and challenges of assessing exposure and effects of pesticides in small water bodies. *Hydrobiologia*, 793, S. 213-224.
- Lucas, R., Rowlands, A., Brown, A., Keyworth, S. und Bunting, P. (2007): Rule-based classification of multi-temporal satellite imagery for habitat and agricultural land cover mapping. *Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 62, S. 165-185.
- Maas, G., Pestemer, W. und Krasel, G. (1988): Indirect drift (vaporization) of herbicides from surfaces. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz*, S. 249-258.
- Mackay, N., Streloke, M., Rautmann, D., van de Zande, J. und Alix, A. (2014): Proposal for development of flexible approaches to drift mitigation in Europe: Experiences from the SETAC MAGPIE Workshop. In: Cathleen J. Hapeman (Hrsg.): 13. IUPAC International Congress of Pesticide Chemistry, 10.-14. August 2014, San Francisco, California, USA: IUPAC ACS-AGRO.
- Marja, R., Herzon, I., Viik, E., Elts, J., Maend, M., Tschardtke, T. und Batary, P. (2014): Environmentally friendly management as an intermediate strategy between organic and conventional agriculture to support biodiversity. *Biological Conservation*, 178, S. 146-154.
- Marshall, E. J. P. und Moonen, A. C. (2002): Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 89, S. 5-21.
- Maund, S.J., Travis, K.Z., Hendley, P., Giddings, J.M. und Solomon, K.R. (2001): Probabilistic risk assessment of cotton pyrethroids: V. Combining landscape-level exposures and ecotoxicological effects data to characterize risks. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, S. 687-692.
- McNairn, H. und Brisco, B. (2004): The application of C-band polarimetric SAR for agriculture: a review. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 30, S. 525-542.
- Mehta, S. (2012): 2D Beehive - tool to create polygon feature class [URL: <https://www.arcgis.com/home/item.html?id=7fa102df350f40a087816b93e862e21f>]
- Meinel, G., Knop, M. und Hecht, R. (2008a): Aspects of quality and availability of digital topographic data in Germany in particular consideration of ATKIS Basis-DLM and DTK25. *Photogrammetrie Fernerkundung Geoinformation*, S. 29-40.
- Meinel, G., Knop, M. und Hecht, R. (2008b): Geobasisdaten in Deutschland - Verfügbarkeit und Qualitätsaspekte des ATKIS® Basis-DLM und der DTK25. In: M. Schrenk, V.V. Popovich, D. Engelke und P. Elisei (Hrsg.): REAL CORP 008 Vienna, May 19-21 2008: E.Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Misra, A. K., Baker, J. L., Mickelson, S. K. und Shang, H. (1996): Contributing area and concentration effects on herbicide removal by vegetative buffer strips. *Transactions of the Asae*, 39, S. 2105-2111.
- Mohaupt, V., Rechenberg, J., Richter, S., D., Schulz und Wolter, R. (2010): *Gewässerschutz mit der Landwirtschaft*. Dessau: Umweltbundesamt.
- Morgenstern, M., Mathan, G. und Süß, A. (2013): Entwicklung und Umsetzung von Ausnahmeregelungen zum Pflanzenschutzmittel-Einsatz und Begleitmaßnahmen im Pflanzenschutzprojekt Spreewald. *Journal für Kulturpflanzen*, 65, S. 9.
- Mouron, P., Heijne, B., Naef, A., Strassemeyer, J., Hayer, F., Avilla, J., Alaphilippe, A., Hohn, H., Hernandez, J., Mack, G., Gaillard, G., Sole, J., Sauphanor, B., Patocchi, A., Samietz, J., Bravin, E., Lavigne, C., Bohanec, M., Golla, B., Scheer, C., Aubert, U. und Bigler, F. (2012):

- Sustainability assessment of crop protection systems: SustainOS methodology and its application for apple orchards. *Agricultural Systems*, 113, S. 1-15.
- NAP (2016a): Anteil von Gewässern mit dauerhaft bewachsenen Gewässerrandstreifen an Oberflächengewässern in Agrarlandschaften, Stand: 27.10.2016 <https://www.nap-pflanzenschutz.de/indikatoren-forschung/indikatoren-und-deutscher-pflanzenschutzindex/deutscher-pflanzenschutzindex/anteil-von-gewaessern-mit-dauerhaft-bewachsenen-gewaesserrandstreifen-an-oberflaechengewassern-in-agrarlandschaften/>.
- NAP (2016): Empfehlungen des Forums NAP zu einem "WebGIS-Tool"
- NAS (2013): Assessing Risks to Endangered and Threatened Species from Pesticides, Washington, D.C., Committee on Ecological Risk Assessment Under FIFRA and ESA; Board on Environmental Studies and Toxicology; Division on Earth and Life Studies; National Research Council.
- Neukampf, R. und Golla, B. (2016): Bestimmung der Flächennutzung an Gewässern mit GIS. In: JKI (Hrsg.): 60. Deutsche Pflanzenschutztagung : 20. - 23. September 2016, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg ; Kurzfassungen der Beiträge (Julius-Kühn-Archiv 454), Quedlinburg, S. 539.
- NMUEK (2015): Förderkulissen Agrarumweltmaßnahmen des Naturschutzes [Online]. Niedersächsische Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz Available: <http://www.umwelt.niedersachsen.de/service/umweltkarten/AUM-Nat/AUM-Nat-8832.html> [Abfragedatum: 19.12. 2016].
- OECD (2002): Evaluating Progress in Pesticide Risk Reduction: Summary Report of the OECD Project on Pesticide Aquatic Risk Indicators. Paris.
- Oesterle, M. und Hahn, M. (2010): A case study for updating land parcel identification systems (IACS) by means of remote sensing.
- Ohliger, R. und Schulz, R. (2010): Water body and riparian buffer strip characteristics in a vineyard area to support aquatic pesticide exposure assessment. *Science of the Total Environment*, 408, S. 5405-5413.
- Oppermann, R. & J. Hoffmann J. (2012) 3.4 - HNV farmland features in the agricultural mosaic. – In: Oppermann, R., Beaufoy, G. and G. Jones (eds.): High Nature Value Farming in Europe. *Regionalkultur*, Ubstadt: 85-96.
- Oracle (2016): Oracle Database Online Documentation 11g Release 2 (11.2); http://docs.oracle.com/cd/E11882_01/server.112/e41084/toc.htm (zuletzt abgerufen: 01.04.2017).
- Otto, S., Lazzaro, L., Finizio, A. und Zanin, G. (2009): Estimating ecotoxicological effects of pesticide drift on nontarget arthropods in field hedgerows. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28, S. 853-863.
- Padovani, L., Trevisan, M. und Capri, E. (2004): A calculation procedure to assess potential environmental risk of pesticides at the farm level. *Ecological Indicators*, 4, S. 111-123.
- Pelton, Rylie E. O. und Smith, Timothy M. (2015): Hotspot Scenario Analysis: Comparative Streamlined LCA Approaches for Green Supply Chain and Procurement Decision Making. *Journal of Industrial Ecology*, 19, S. 427-440.
- Petersohn, S. (2008): Untersuchung zur automatisierten Herstellung eines hydrologisch korrekten Fließgewässernetzes. Master Thesis, Zentrum für GeoInformatik der Paris Lodron - Universität.
- PflSchG (2012): Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen (Pflanzenschutzgesetz - PflSchG) vom 6. Februar 2012 (BGBl. I S. 148, 1281)
- Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O. und Kunin, W.E. (2010): Global pollinator declines: Trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution*, 25, S. 345-353.
- Poznanska, AM, Bayer, S. und Bucher, T. (2013): Derivation of urban objects and their attributes for large-scale urban areas based on very high resolution UltraCam true orthophotos and nDSM - A case study Berlin, Germany. In: U. Michel, D. Civco, K. Schulz, M. Ehlers und K.

- Nikolakopoulos (Hrsg.): Proc. SPIE 8893, Earth Resources and Environmental Remote Sensing/GIS Applications IV, 889301 Dresden: International Society for Optical Engineering
- Rautmann, D., Forster, R. und Heimbach, U. (1997): Untersuchungen zur Deposition von Pflanzenschutzmitteln in Getreide und angrenzenden Habitaten. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt fuer Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem.
- Rautmann, D. und Streloke, M. (2001): Die Verzahnung der Prüfung der Pflanzenschutzgeräte mit der Zulassung der Pflanzenschutzmittel. Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes, 53, S. 270-273.
- Rautmann, D., Streloke, M. und Winkler, R. (2001): New basic drift values in the authorization procedure for plant protection products. In: R. Forster und M. Streloke (Hrsg.): Workshop on risk management and risk mitigation measures in the context of authorization of plant protection products.
- Reichenberger, S. (2005): Field-scale risk assessment for diffuse-source pesticide inputs into German surface waters. 44, Justus-Liebig-Universität Gießen.
- Reichenberger, S., Bach, M., Skitschak, A. und Frede, H.-G. (2007): Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review. Science of the Total Environment, 384, S. 1-35.
- Reinert, W. und Streloke, M (2013): 4 Regulatory framework for setting risk mitigation measures under Regulation (EC) No.1107/2009, MAgPIE - Mitigating the risks of plant protection products in the environment- Proceedings of the MAgPIE workshop. SETAC.
- Relyea, R. A. (2005): The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. Ecological Applications, 15, S. 618-627.
- Relyea, Rick A. (2006): The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities - Response. Ecological Applications, 16, S. 2027-2034.
- Richter, O., Dieckkruger, B. und Nörtersheuser, P. (1996): Environmental fate modelling of pesticides: From the laboratory to the field scale.
- Röber, B, Heinrich, U. und Zölitz, R (2009): Über die Eignung von ATKIS als topographischer Basisdatensatz für numerische Modelle. GIS Science, 1, S. 12-18.
- Röder, N., Osterburg, B., Schmidt, T., De Witte, T. und Golla, B (2014): Greening der GAP - Inhalt, Relevanz und Wechselwirkungen. Die Umsetzung der GAP-Reform - Loccum Landwirtschaftstagung vom 07. bis 09.02.14, Loccum: Evangelische Akademie Loccum.
- Röpke, B., Bach, M. und Frede, H.G. (2004): DRIPS - a DSS for estimating the input quantity of pesticides for German river basins. Environmental Modelling & Software, 19, S. 1021-1028.
- Roßberg, D. (2016): Erhebungen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln im Ackerbau. Journal für Kulturpflanzen, 68, S. 25-37.
- Roßberg, D., Michel, V., Graf, R. und Neukampf, R. (2007): Definition von Boden-Klima-Räumen für die Bundesrepublik Deutschland. Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes, 59, S. -.
- Roßberg, D. (2013): Erhebungen zur Anwendung von Pflanzenschutz in der Praxis im Jahr 2011. Journal für Kulturpflanzen, 65, S. 141-151.
- Rounsevell, M. D. A., Annetts, J. E., Audsley, E., Mayr, T. und Reginster, I. (2003): Modelling the spatial distribution of agricultural land use at the regional scale. Agriculture Ecosystems & Environment, 95, S. 465-479.
- Ruiz, L. A., Recio, J. A., Fernandez-Sarria, A. und Hermosilla, T. (2011): A feature extraction software tool for agricultural object-based image analysis. Computers and Electronics in Agriculture, 76, S. 284-296.
- Rydberg, A. und Borgfors, G. (2001): Integrated method for boundary delineation of agricultural fields in multispectral satellite images. Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 39, S. 2514-2520.
- Sabbagh, G. J., Fox, G. A., Kamanzi, A., Roepke, B. und Tang, J. Z. (2009): Effectiveness of Vegetative Filter Strips in Reducing Pesticide Loading: Quantifying Pesticide Trapping Efficiency. Journal of Environmental Quality, 38, S. 762-771.

- SAS (2002): SAS OnlineDoc 9.1. Internet support [Online]. Available: http://support.sas.com/documentation/onlinedoc/91pdf/index_91.html.
- Schad, T., Dechet, F., Ressler, H., Trapp, M. und Kubiak, R. (2006): GeoDaten in der probabilistischen Expositions- und Risikobewertung - neue Möglichkeiten im Zulassungsverfahren. *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin - Dahlem*, 400, S. 429-429.
- Schad, T. und Schulz, R. (2011): Xplicit, a novel approach in probabilistic spatiotemporally explicit exposure and risk assessment for plant protection products. *Integrated Environmental Assessment and Management (IEAM)*, 7, S. 612-623.
- Schäfers, C., Hommen, U., Dembinski, M. und Gonzalez-Valero, J. F. (2006): Aquatic macroinvertebrates in the Altes Land, an intensely used orchard region in Germany: Correlation between community structure and potential for pesticide exposure. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25, S. 3275-3288.
- Schindler, S., Poirazidis, K. und Wrška, T. (2008): Towards a core set of landscape metrics for biodiversity assessments: A case study from Dadia National Park, Greece. *Ecological Indicators*, 8, S. 502-514.
- Schlecker, E. (2003): Leitfaden zum Aufbau eines Landschafts-Informationssystems zur Erfassung diffuser Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft am Beispiel der Seefelder Aach, Projektbericht. Tübingen: Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Institut für Landespflege, Prof. Dr. Werner Konold im Auftrag des Regierungspräsidiums Tübingen.
- Schmitz, J., Schaefer, K. und Bruehl, C. A. (2013): Agrochemicals in field margins-assessing the impacts of herbicides, insecticides, and fertilizer on the common buttercup (*Ranunculus acris*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32, S. 1124-1131.
- Schorcht, M., Kruger, T. und Meinel, G. (2016): Measuring Land Take: Usability of National Topographic Databases as Input for Land Use Change Analysis: A Case Study from Germany. *Isprs International Journal of Geo-Information*, 5.
- Schriever, C., Hansler Ball, M., Holmes, C., Maund, S. und Liess, M. (2007a): Landscape factors and agricultural intensity: influences on macroinvertebrate assemblages of small streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26, S. 346-357.
- Schriever, C.A. und Liess, M. (2007): Mapping ecological risk of agricultural pesticide runoff. *Science of the Total Environment*, 384, S. 264-279.
- Schriever, Carola A., Ball, Maria Hansler, Holmes, Chris, Maund, Steve und Liess, Matthias (2007b): Agricultural intensity and landscape structure: Influences on the macroinvertebrate assemblages of small streams in northern Germany. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26, S. 346-357.
- Schuhmacher, U. und Meinel, G. (2009): Vergleich von Datengrundlagen eines Flächenmonitorings. In: G. Meinel und U. Schuhmacher (Hrsg.): *Flächennutzungsmonitoring, Konzepte – Indikatoren – Statistik*, Dresden: Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung.
- Schulz, R. (2004): Field studies on exposure, effects, and risk mitigation of aquatic nonpoint-source insecticide pollution: A review. *Journal of Environmental Quality*, 33, S. 419-448.
- Schulz, R. (2011): Neuordnung des Pflanzenschutzrechts - Stellungnahme des Einzelsachverständigen.
- Schulz, R., Elsaesser, D., R., Ohlinger, Stehle, S. und Zenker, K. (2007): Umsetzung der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung in den Vollzug des PflSchG-Pilotphase Dauerkulturen, Endbericht zum F & E Vorhaben 206 63 402 des Umweltbundesamtes. Workshop "Umsetzung der georeferenzierten probabilistischen Risikobewertung in den Vollzug des PflSchG-Pilotphase-Dauerkulturen" 22. bis 24. Januar im Umweltbundesamt Dessau: Institut für Umweltwissenschaften Universität Koblenz- Landau, Campus Landau.
- Schulz, R., Stehle, S., Elsaesser, D., Matezki, S, Müller, A., Neumann, M., R., Ohliger, Wogram, J. und Zenkert, K. (2009): Geodata-Based Probabilistic Risk Assessment and Management of Pesticides in Germany: A Conceptual Framework. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 5, S. 69-79.

- Schumaker, N. H. (1996): Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology*, 77, S. 1210-1225.
- Schwarz, J., Freier, B., Klocke, B., Heimbach, U., Kehlenbeck, H. und Roßberg, D. (2014): Bewertung des Inlandsabsatzes von Pflanzenschutzmitteln im Ackerbau unter besonderer Berücksichtigung von Glyphosat. 59. Deutsche Pflanzenschutztagung : 23. - 26. September 2014, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Kurzfassungen der Beiträge: JKI.
- Schwarz, J., Pallutt, B., Gehring, K. und Weinert, J. (2010): Untersuchungen zum notwendigen Maß bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln im Ackerbau – Ergebnisse bundesweiter Dauerfeldversuche. 57. Deutsche Pflanzenschutztagung, zugleich Julius-Kühn-Archiv 428.
- Shahtahmassebi, A., Yang, N., Wang, K., Moore, N. und Shen, Z. Q. (2013): Review of shadow detection and de-shadowing methods in remote sensing. *Chinese Geographical Science*, 23, S. 403-420.
- Smalling, K. L., Reeves, R., Muths, E., Vandever, M., Battaglin, W. A., Hladik, M. L. und Pierce, C. L. (2015): Pesticide concentrations in frog tissue and wetland habitats in a landscape dominated by agriculture. *Science of the Total Environment*, 502, S. 80-90.
- Solomon, K., Giesy, J. und Jones, P. (2000): Probabilistic risk assessment of agrochemicals in the environment. *Crop Protection*, 19, S. 649-655.
- SRU (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft, Sachverständigenrat für Umweltfragen, Sondergutachten. Stuttgart.
- SRU (2008): Umweltgutachten 2008. Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels. Band 1, Sachverständigenrat für Umweltfragen.
- SRU (2012): Umweltgutachten 2012. Verantwortung in einer begrenzten Welt, Sachverständigenrat für Umweltfragen; Erich Schmidt Verlag
- SRU (2016): Umweltgutachten 2016. Impulse für eine integrative Umweltpolitik. Sachverständigenrat für Umweltfragen.
- Statistisches Bundesamt (2015): Statistisches Jahrbuch. Deutschland und Internationales 2015. , Wiesbaden.
- Stehle, S., Knäbel, A. und Schulz, R. (2013): Probabilistic risk assessment of insecticide concentrations in agricultural surface waters: a critical appraisal. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, S. 6295-6310.
- Stehle, S. und Schulz, R. (2015a): Agricultural insecticides threaten surface waters at the global scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112, S. 5750-5755.
- Stehle, S. und Schulz, R. (2015b): Pesticide authorization in the EU-environment unprotected? *Environmental Science and Pollution Research*, 22, S. 19632-19647.
- Steinitz, C. (1967): *Computers and regional planning: the DELMARVA study*. MA: Graduate School of Design, Harvard University, Cambridge.
- Steinmann, H. H., Dickeduisberg, M. und Theuvsen, L. (2012): Uses and benefits of glyphosate in German arable farming. *Crop Protection*, 42, S. 164-169.
- Stoate, C., Baldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzon, I., van Doorn, A., de Snoo, G. R., Rakosy, L. und Ramwell, C. (2009): Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe - A review. *Journal of Environmental Management*, 91, S. 22-46.
- Stoate, C., Boatman, N. D., Borralho, R. J., Carvalho, C. R., de Snoo, G. R. und Eden, P. (2001): Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63, S. 337-365.
- Strassemeyer, J. und Gutsche, V. (2010): The approach of the German pesticide risk indicator SYNOPSIS in frame of the National Action Plan for Sustainable Use of Pesticides OECD Workshop, Leysin, Switzerland.
- Strassemeyer, J., Daehmlow, D., Dominic, A.R., Lorenz, S. und Golla, B. (2017): SYNOPSIS-WEB, an online tool for environmental risk assessment to evaluate pesticide strategies on field level. *Crop Protection* 97: 28-44.
- Streloke, M (2006): Entwurf für die Veröffentlichung der Grundsätze für Probabilistische Risikobewertungen im Bereich Naturhaushalt des Zulassungsverfahrens für

Pflanzenschutzmittel - Sitzungsvorlage zur 7. Sitzung der Bund-Länder- AG "Abstandsauflagen zu Gewässern und Saumbiotopen", 7.2.2006 in Mainz.

- Streloke, M., Spangenberg, M. und Rothert, H. (1996): Grundlagen und Bedeutung der Expositionsabschätzung für Gewässerorganismen im Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel. Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes, 48, S. 93-95.
- Strittmatter, R., Golla, B. und Strassemeyer, J. (2013): Transport von Pflanzenschutzmitteln in verzweigten Gewässern. In: 20. Workshop des Arbeitskreises "Umweltinformationssysteme der Fachgruppe "Informatik im Umweltschutz" (Hrsg.): Wege zu Open Data - Mobile Dienste und Apps, Hochschule für Technik und Wirtschaft in Berlin: Umweltbundesamt (UBA).
- Sudfeldt, C., Dröschmeister, R., Frederking, W., Gedeon, K., Gerlach, B., Grünberg, C., Karthäuser, J., Langgemach, T., Schuster, B., Trautmann, S. und Wahl, J. (2013): Vögel in Deutschland - 2013. Münster: DDA, BfN, LAG VSW.
- Süß, A., Bischoff, G., Mueller, A. und Buhr, L. (2006): Chemical and biological monitoring of the load of plant protection products and of zoocoenoses in ditches of the orchard region "Altes Land". Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes, 58, S. 28-42.
- Süß, A., Mueller, A. C. W. und Pestemer, W. (2003): Chemical-biological monitoring in ditches in the orcharding region "Altes Land". Part 2: Survey of aquatic zoocoenoses.
- Teske, M.E., Bird, S.L., Esterly, D.M., Ray, S.L. und Perry, S.G. (1997): A User's Guide for the AgDRIFT TM 1.0: A tiered approach for the assessment of spray drift of pesticides. Technical Note, 95.
- Thomas, Kai, Ressler, Herbert, Spatz, Robert, Hendley, Paul, Sweeney, Paul, Urban, Martin und Kubiak, Roland (2016): A simple approach for a spatial terrestrial exposure assessment of the insecticide fenoxycarb, based on a high-resolution landscape analysis. Pest Management Science, 72, S. 2099-2109.
- Thompson, D. G., Solomon, K. R., Wojtaszek, B. F., Edginton, A. N. und Stephenson, G. R. (2006): The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. Ecological Applications, 16, S. 2022-2027.
- Topping, C. J. (2011): Evaluation of wildlife management through organic farming. Ecological Engineering, 37, S. 2009-2017.
- Topping, C. J., Craig, P. S., de Jong, F., Klein, M., Laskowski, R., Manachini, B., Pieper, S., Smith, R., Sousa, J. P., Streissl, F., Swarowsky, K., Tiktak, A. und van der Linden, T. (2015): Towards a landscape scale management of pesticides: ERA using changes in modelled occupancy and abundance to assess long-term population impacts of pesticides. Science of The Total Environment, 537, S. 159-169.
- Topping, C. J., Hoyer, T. T. und Olesen, C. R. (2010): Opening the black box-Development, testing and documentation of a mechanistically rich agent-based model. Ecological Modelling, 221, S. 245-255.
- Trapp, M., Horner, G. und Kubiak, R. (2003): Functional landscape characterisation with object-oriented image analysis for a GIS-based local risk assessment. Pesticide in air, plant, soil & water system. Proceedings of the XII Symposium Pesticide Chemistry, Piacenza, Italy, 4-6 June 2003, S. 649-655.
- Trask, J.R., Harbourt, C.M., Holmes, C. und Hendley, P. (2006): Site selection for surface water sampling locations in smaller watersheds using a GIS based procedure. Abstracts of Papers of the American Chemical Society, 231.
- Travis, K.Z. und Hendley, P. (2001): Probabilistic risk assessment of cotton pyrethroids: IV. Landscape-level exposure characterization. Environmental Toxicology and Chemistry, 20, S. 679-686.
- Trepos, R., Masson, V., Cordier, M. O., Gascuel-Odoux, C. und Salmon-Monviola, J. (2012): Mining simulation data by rule induction to determine critical source areas of stream water pollution by herbicides. Computers and Electronics in Agriculture, 86, S. 75-88.
- Trevisan, M., Di Guardo, A. und Balderacchi, M. (2009): An environmental indicator to drive sustainable pest management practices. Environmental Modelling & Software, 24, S. 994-1002.

- Tscharntke, T. (2010): Landscape moderation of biodiversity patterns and processes: Seven hypotheses. In: IOBC/WPRS (Hrsg.): Meeting of the IOBC/WPRS Working Group "Landscape Management for Functional Biodiversity", 29 June - 01 July 2010, Cambridge, UK.
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. und Thies, C. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8, S. 857-874.
- Tscharntke, T., Tylianakis, J. M., Rand, T. A., Didham, R. K., Fahrig, L., Peter, B., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T. O., Dormann, C. F., Ewers, R. M., Freund, J., Holt, R. D., Holzschuh, A., Klein, A. M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D. A., Laurance, W., Lindenmayer, D., Scherber, C., Sodhi, N., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., van der Putten, W. H. und Westphal, C. (2012): Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews*, 87, S. 661-685.
- UBA (2006): Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in der Landwirtschaft - Ergebnisse von Untersuchungen des Umweltbundesamtes und Vergleich mit Erkenntnissen der Länder, Stand 10.01.2006. Dessau: Umweltbundesamt.
- UBA (2015): Umweltrisikobewertung [Online]. Available: <http://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/biozide/umweltrisikobewertung> [Abfragedatum: 23. Nov. 2015].
- Ulbig, E., Hertel, R.F. und Böhl, G.-F. (2010): Evaluation of Communication on the Differences between "Risk" and "Hazard", Final Report. BfR-Wissenschaft Berlin: Federal Institute for Risk Assessment (BfR); Berlin 2010 (BfR-Wissenschaft 01/2010). 158 Seiten.
- Ulrich, U., Krüger, C., Hörmann, G. und Fohrer, N. (2015): Datenlage zur Belastung der Kleingewässer durch Pestizide in Deutschland: ein Statusbericht. *Hydrologie und Wasserwirtschaft*, 59, S. 12.
- Urban, M (2003): The Braunschweig Project, an aquatic case study in Germany. Proceedings of the UBA/IVA/BVL-Workshop "Probabilistic Assessment Methods for Risk Analysis in the Framework of Plant Protection Products Authorisation", Frankfurt: IVA.
- Vahrson, W.-G. und Golla, B (2000): Testung der praktischen Umsetzbarkeit und Spezifizierung des Konzeptes zur Flexibilisierung der Abstandsaufgaben zum Schutz von Gewässerorganismen bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. Endbericht. Eberswalde: Hochschule für nachhaltige Entwicklung.
- van Meter, R. J., Glinski, D. A., Henderson, W. M., Garrison, A. W., Cyterski, M. und Purucker, S. T. (2015): Pesticide Uptake Across the Amphibian Dermis Through Soil and Overspray Exposures. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69, S. 545-556.
- van Wijngaarden, R. P. A., Maltby, L. und Brock, T. C. M. (2015): Acute tier-1 and tier-2 effect assessment approaches in the EFSA Aquatic Guidance Document: are they sufficiently protective for insecticides? *Pest Management Science*, 71, S. 1059-1067.
- Vanbergen, A. J., Baude, M., Biesmeijer, J. C., Britton, N. F., Brown, M. J. F., Brown, M., Bryden, J., Budge, G. E., Bull, J. C., Carvell, C., Challinor, A. J., Connolly, C. N., Evans, D. J., Feil, E. J., Garratt, M. P., Greco, M. K., Heard, M. S., Jansen, V. A. A., Keeling, M. J., Kunis, W. E., Marris, G. C., Memmott, J., Murray, J. T., Nicolson, S. W., Osborne, J. L., Paxton, R. J., Pirk, C. W. W., Polce, C., Potts, S. G., Priest, N. K., Raine, N. E., Roberts, S., Ryabov, E. V., Shafir, S., Shirley, M. D. F., Simpson, S. J., Stevenson, P. C., Stone, G. N., Termansen, M., Wright, G. A. und Insect Pollinators, Initiative (2013): Threats to an ecosystem service: pressures on pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11, S. 251-259.
- Vasileiadis, V. P., Moonen, A. C., Sattin, M., Otto, S., Pons, X., Kudsk, P., Veres, A., Dorner, Z., van der Weide, R., Marraccini, E., Pelzerg, E., Angevin, F. und Kiss, J. (2013): Sustainability of European maize-based cropping systems: Economic, environmental and social assessment of current and proposed innovative IPM-based systems. *European Journal of Agronomy*, 48, S. 1-11.
- Vehovszky, A., Farkas, A., Acs, A., Stoliar, O., Szekacs, A., Mortl, M. und Gyori, J. (2015): Neonicotinoid insecticides inhibit cholinergic neurotransmission in a molluscan (*Lymnaea stagnalis*) nervous system. *Aquatic Toxicology*, 167, S. 172-179.

- Verdonck, F. (2003): Geo-Referenced Probabilistic Ecological Risk Assessment. Universität Gent, Fakultät Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen.
- Veres, A., Petit, S., Conord, C. und Lavigne, C. (2013): Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 166, S. 110-117.
- Verro, R., Finizio, A., Otto, S. und Vighi, M. (2009): Predicting Pesticide Environmental Risk in Intensive Agricultural Areas. I: Screening Level Risk Assessment of Individual Chemicals in Surface Waters. *Environmental Science & Technology*, 43, S. 522-529.
- Von der Hude, M. (2004): Monte-Carlo-Simulation zur Schätzung der Exposition von Oberflächengewässern durch Abdrift von Pflanzenschutzmitteln. UBA-Texte, 36/04.
- Von der Ohe, P. und Liess, M. (2004): Relative Sensitivity Distribution (RSD) of Aquatic Invertebrates to Organic and Metal Compounds. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23, S. 150-156.
- Vose, D. (1996): *Quantitative risk analysis: a guide to Monte Carlo simulation modelling*, Wiley.
- Wang, M. und Rautmann, D. (2008): A simple probabilistic estimation of spray drift - Factors determining spray drift and development of a model. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27, S. 2617-2626.
- White, Denis, Kimerling, Jon A. und Overton, Scott W. (1992): Cartographic and Geometric Components of a Global Sampling Design for Environmental Monitoring. *Cartography and Geographic Information Systems*, 19, S. 5-22.
- Zande, J. C. van de und Holterman, H.J. (2005): IMAG Drift Calculator v1.1, User Manual, Belonging to release 1.1.001/2003.02.05.
- Zhang, M. H., Zeiss, M. R. und Geng, S. (2015): Agricultural pesticide use and food safety: California's model. *Journal of Integrative Agriculture*, 14, S. 2340-2357.

10 ANHANG

10.1 Felddaufnahmen

Aufnahmebogen für Saumstrukturen:

Bearbeiter:		Datum:		Lfd. Nr.:	Foto-Nr.:		
Saumart		Saumbreite		Himmelsrichtung:		Veg. aufnahmenr.:	
Vegetation (siehe unten)				Gewässerbreite:		Riefgeschw.:	
Saumstrukturen an Gewässern							
Ufergehölze/Bodenvegetation				[m]		10% - 25%	
				L R		L R	
Gebüsch, Einzelgehölz						25% - 50%	
Röhricht						L R	
Krautflur, Hochstauden						> 50%	
Wiese, Rasen						L R	
keine Vegetation						L R	
Gewässenumfeld				[m]		10% - 25%	
				L R		L R	
Flächenhafter Wald o. Sukzession						25% - 50%	
Feldgehölz, Gebüsch, Einzelgehölz						L R	
Krautflur, Hochstauden						> 50%	
Wiese, Rasen						L R	
Nutzung						L R	
Straße, Weg (befestigt / unbefestigt)						L R	
Bemerkungen:							
Wegbreite:							
Kategorien Vegetation (Vorkommen jeweils > 50%)							
Kategorie	Vegetationstyp	Kategorie	Vegetationstyp				
1	Grassaum	6	einzelne Bäume				
2	Staudensaum	7	Sträucher				
3	dickige Hecke	8	Allee				
4	geschlossene Hecke	9	Sträucher/Bäume/Hecken				
5	Baumreihe						

Abb. 61 Erhebungsbogen für Saumbiotope an Gewässern und sonstige Saumbiotope in Nachbarschaft zu Ackerflächen oder Sonderkulturen.

10.2 Nichtzielflächen und Refugien

Tab. 71 Anteil der 70 vorherrschenden Nachbarschaftstypen in Ackerbau und Sonderkulturen (Anteil in [%])

NB-Typ	NB-Art	Anzahl Linienelemente im NB-Typ	Anteil an gesamter Grenzlinienlänge
2	Ackerland--Fahrweg--Ackerland	1	16,73
1	Ackerland--Grünland	0	12,94
1	Ackerland--Wald	0	9,91
1	Ackerland--Siedlungsflächen	0	7,12
2	Ackerland--Fahrweg--Grünland	1	6,20
2	Ackerland--Fahrweg--Wald	1	4,57
2	Ackerland--(Linien)Gewässer--Ackerland	1	3,77
2	Ackerland--Straße--Ackerland	1	2,90
2	Ackerland--(Linien)Gewässer--Grünland	1	2,49
2	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Ackerland	1	2,28
1	Ackerland--Gehölz	0	2,17
2	Ackerland--Fahrweg--Siedlungsflächen	1	1,55
2	Ackerland--Straße--Siedlungsflächen	1	1,48
2	Ackerland--Straße--Grünland	1	1,44
3	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Fahrweg--Ackerland	2	1,16
2	Sonderkultur--Fahrweg--Sonderkultur	1	0,93
2	Ackerland--Fahrweg--Gehölz	1	0,76
3	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Straße--Ackerland	2	0,74
3	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Straße-- Hecke/Baumreihe--Ackerland	3	0,63
2	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Grünland	1	0,61
2	Ackerland--(Linien)Gewässer--Wald	1	0,60
3	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Fahrweg-- Hecke/Baumreihe--Ackerland	3	0,55
1	Ackerland--Sonderkultur	0	0,52
2	Ackerland--Straße--Wald	1	0,52
1	Ackerland--Gewässer	0	0,46
3	Ackerland--Fahrweg--(Linien)Gewässer--Ackerland	2	0,44
1	Ackerland--Unland	0	0,42
1	Ackerland--Streuobstwiese	0	0,42
3	Ackerland--Hecke/Baumreihe--(Linien)Gewässer-- Ackerland	2	0,41
2	Ackerland--Fahrweg--Sonderkultur	1	0,36
3	Ackerland--Fahrweg--(Linien)Gewässer--Grünland	2	0,30
2	Ackerland--Fahrweg--Streuobstwiese	1	0,27
1	Ackerland--Kanal	0	0,26
2	Ackerland--(Linien)Gewässer--Siedlungsflächen	1	0,23
3	Ackerland--Fahrweg--(Linien)Gewässer--Ackerland	2	0,21
3	Grünland--Hecke/Baumreihe--Fahrweg--Ackerland	2	0,20
3	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Straße--Siedlungsflächen	2	0,19
0	Grünland--Sonderkultur	0	0,18
2	Ackerland--Fahrweg--Unland	1	0,17
2	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Wald	1	0,16
0	Siedlungsflächen--Sonderkultur	0	0,16

Fortsetzung Tab. 71

NB-Typ	NB-Art	Anzahl Linienelemente im NB-Typ	Anteil an gesamter Grenzlinienlänge
3	Ackerland--(Linien)Gewässer--Fläche zur Zeit unbenutzt--Fahrweg--Ackerland	2	0,16
2	Ackerland--Bahnstrecke--Ackerland	1	0,15
3	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Fahrweg--Grünland	2	0,15
2	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Siedlungsflächen	1	0,15
2	Grünland--Fahrweg--Sonderkultur	1	0,15
3	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Fahrweg--Wald	2	0,15
0	Ackerland--Sumpf	0	0,14
2	Ackerland--(Linien)Gewässer--Gehölz	1	0,13
3	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Fahrweg-- Hecke/Baumreihe--Grünland	3	0,13
2	Ackerland--Straße--Gehölz	1	0,12
3	Ackerland--Fahrweg--Straße--Ackerland	2	0,12
2	Gehölz--Fahrweg--Sonderkultur	1	0,12
3	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Straße-- Hecke/Baumreihe--Grünland	3	0,12
3	Ackerland--Pfad--Straße--Ackerland	2	0,11
3	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Straße--Grünland	2	0,11
3	Ackerland--(Linien)Gewässer--Hecke/Baumreihe-- Grünland	2	0,11
3	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Straße--Wald	2	0,10
3	Ackerland--Hecke/Baumreihe--(Linien)Gewässer-- Grünland	2	0,10
0	Gartenland--Siedlungsflächen	0	0,10
0	Sonderkultur--Wald	0	0,10
3	Grünland--Hecke/Baumreihe--Straße--Ackerland	2	0,10
0	Gehölz--Sonderkultur	0	0,10
2	Sonderkultur--Fahrweg--Wald	1	0,10
2	Ackerland--Pfad--Ackerland	1	0,09
3	Ackerland--(Linien)Gewässer--Vegetationslose Fläche-- Fahrweg--Ackerland	2	0,09
2	Sonderkultur--(Linien)Gewässer--Sonderkultur	1	0,09
3	Ackerland--(Linien)Gewässer--Fahrweg--Grünland	2	0,08
3	Ackerland--Fahrbahn--Ackerland	3	0,08

Tab. 72 Anteil der vorherrschenden Nachbarschaftstypen mit beidseitigen Zielflächen in Ackerbau und Sonderkulturen (Anteil in [%])

NB-Typ	NB-Art	Anzahl Linienelemente im NB-Typ	Anteil an gesamter Grenzlinienlänge
2	Ackerland--Fahrweg--Ackerland	2	16,734
2	Ackerland--(Linien)Gewässer--Ackerland	2	3,770
2	Ackerland--Straße--Ackerland	2	2,897
2	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Ackerland	2	2,279
3	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Fahrweg--Ackerland	2	1,160
2	Sonderkultur--Fahrweg--Sonderkultur	2	0,927
3	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Straße--Ackerland	2	0,736

Fortsetzung Tab. 72

NB- Typ	NB-Art	Anzahl Linienelemente im NB-Typ	Anteil an gesamter Grenzlinienlänge
3	Ackerland--Hecke/Baumreihe-- Straße--Hecke/Baumreihe-- Ackerland	3	0,628
3	Ackerland--Hecke/Baumreihe-- Fahrweg--Hecke/Baumreihe-- Ackerland	3	0,548
1	Ackerland--Sonderkultur	1	0,521
3	Ackerland--Fahrweg--(Linien)Gewässer--Ackerland	2	0,438
3	Ackerland--Hecke/Baumreihe--(Linien)Gewässer--Ackerland	2	0,412
2	Ackerland--Fahrweg--Sonderkultur	2	0,357
3	Ackerland--Fahrweg--Grünland--(Linien)Gewässer--Ackerland	2	0,209
3	Ackerland--(Linien)Gewässer--Fläche zur Zeit unbenutzt-- Fahrweg--Ackerland	2	0,161
2	Ackerland--Bahnstrecke--Ackerland	2	0,154
3	Ackerland--Fahrweg--Straße--Ackerland	2	0,122
3	Ackerland--Pfad--Straße--Ackerland	2	0,114
2	Ackerland--Pfad--Ackerland	2	0,095
3	Ackerland--(Linien)Gewässer--Vegetationslose Fläche--Fahrweg-- Ackerland	2	0,092
2	Sonderkultur--(Linien)Gewässer--Sonderkultur	2	0,091
3	Ackerland--Fahrbahnachse--Fahrbahnachse--Ackerland	3	0,082
3	Ackerland--Fahrweg--Grünland--Straße--Ackerland	2	0,080
3	Ackerland--Hecke/Baumreihe--(Linien)Gewässer-- Hecke/Baumreihe--Ackerland	3	0,071
3	Ackerland--Straße--(Linien)Gewässer--Ackerland	2	0,065
3	Ackerland--Fahrweg--Gehölz--(Linien)Gewässer--Ackerland	2	0,056
1	Ackerland--Gartenland	1	0,055
2	Ackerland--Straße--Sonderkultur	2	0,045
3	Ackerland--Fahrweg--Unland--(Linien)Gewässer--Ackerland	2	0,044
3	Ackerland--Straße--Verkehrsbegleitfläche--(Linien)Gewässer-- Ackerland	2	0,039
2	Ackerland--Fahrweg--Gartenland	2	0,038
3	Ackerland--Hecke/Baumreihe--(Linien)Gewässer--Fahrweg-- Ackerland	3	0,037
3	Ackerland--Pfad--Grünland--Straße--Ackerland	2	0,033
2	Gartenland--Fahrweg--Gartenland	2	0,033
3	Ackerland--Fahrweg--Grünland--Straße--Grünland--Fahrweg-- Ackerland	3	0,031
3	Ackerland--Bahnstrecke--Fahrweg--Ackerland	2	0,031
2	Sonderkultur--Straße--Sonderkultur	2	0,030

Fortsetzung Tab. 72

NB- Typ	NB-Art	Anzahl Linienelemente im NB-Typ	Anteil an gesamter Grenzlinienlänge
3	Ackerland--Straße--Grünland--(Linien)Gewässer--Ackerland	2	0,028
3	Ackerland--Fahrweg--(Linien)Gewässer--Fahrweg--Ackerland	3	0,027
2	Ackerland--(Linien)Gewässer--Sonderkultur	2	0,027
3	Ackerland--Straße--Fläche zur Zeit unbenutzt--(Linien)Gewässer--Ackerland	2	0,026
1	Sonderkultur--Sonderkultur	1	0,023
3	Ackerland--Fahrweg--Grünland--(Linien)Gewässer--Grünland--Fahrweg--Ackerland	3	0,023
3	Ackerland--Bahnstrecke--Hecke/Baumreihe--Ackerland	2	0,020
3	Ackerland--(Linien)Gewässer--Fahrweg--Hecke/Baumreihe--Ackerland	3	0,020
3	Ackerland--Fahrweg--Hecke/Baumreihe--(Linien)Gewässer--Ackerland	3	0,019
3	Ackerland--Fahrweg--Unland--Straße--Ackerland	2	0,019
3	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Straße--Hecke/Baumreihe--Pfad--Ackerland	4	0,019
3	Ackerland--Fahrweg--Grünland--Bahnstrecke--Ackerland	2	0,018
3	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Bahnstrecke--Hecke/Baumreihe--Ackerland	3	0,017
3	Ackerland--Fahrweg--Fläche zur Zeit unbenutzt--(Linien)Gewässer--Fläche zur Zeit unbenutzt--Fahrweg--Ackerland	3	0,016
3	Ackerland--Fahrweg--Verkehrsbegleitfläche Bahnverkehr--Bahnstrecke--Ackerland	2	0,016
3	Ackerland--Fahrweg--Gehölz--Straße--Ackerland	2	0,016
3	Ackerland--Fahrweg--Grünland--Hecke/Baumreihe--Grünland--(Linien)Gewässer--Ackerland	3	0,016
3	Ackerland--(Linien)Gewässer--Vegetationslose Fläche--Fahrweg--Hecke/Baumreihe--Ackerland	3	0,015
2	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Sonderkultur	2	0,015
3	Ackerland--Fahrweg--Gehölz--(Linien)Gewässer--Gehölz--Fahrweg--Ackerland	3	0,013
3	Ackerland--Fahrweg--Unland--Straße--Unland--Fahrweg--Ackerland	3	0,012
2	Gartenland--Pfad--Gartenland	2	0,012
3	Ackerland--Hecke/Baumreihe--Straße--Verkehrsbegleitfläche--(Linien)Gewässer--Ackerland	3	0,012

Tab. 73 Anteil der vorherrschenden Nachbarschaftstypen mit beidseitigen Zielflächen in Sonderkulturen (Anteil in [%])

NB-Typ	NB-Art	Anzahl Linienelemente im NB-Typ	Anteil an gesamter Grenzlinienlänge
2	Sonderkultur--Fahrweg--Sonderkultur	2	27,03
2	Sonderkultur--(Linien)Gewässer--Sonderkultur	2	2,66
2	Sonderkultur--Straße--Sonderkultur	2	0,89
2	Sonderkultur--Pfad--Sonderkultur	2	0,13
3	SonderkulturBaumschule--Hecke/Baumreihe--SonderkulturBaumschule--Fahrweg--Hecke/Baumreihe--Ackerland	3	0,11
2	Sonderkultur--Hecke/Baumreihe--Sonderkultur	2	0,08
3	SonderkulturObstplantage--Fahrweg--Hecke/Baumreihe--Ackerland	2	0,07
3	SonderkulturBaumschule--Hecke/Baumreihe--SonderkulturBaumschule--Fahrweg--Ackerland	2	0,06
3	SonderkulturObstplantage--Straße--Hecke/Baumreihe--Ackerland	2	0,06
3	SonderkulturBaumschule--Hecke/Baumreihe--SonderkulturBaumschule--Straße--Hecke/Baumreihe--Ackerland	3	0,05
3	SonderkulturWeingarten--Fahrweg--Unland--Straße--Unland--Fahrweg--Ackerland	3	0,05
3	SonderkulturBaumschule--Hecke/Baumreihe--SonderkulturBaumschule--Straße--Ackerland	2	0,04
2	Sonderkultur--Bahnstrecke--Sonderkultur	2	0,03
3	SonderkulturWeingarten--Fahrweg--Unland--Straße--Ackerland	2	0,03
3	SonderkulturObstplantage--Hecke/Baumreihe--SonderkulturObstplantage--Straße--Hecke/Baumreihe--Ackerland	3	0,03
3	SonderkulturWeingarten--Straße--Unland--Fahrweg--Ackerland	2	0,02
3	SonderkulturWeingarten--Fahrweg--Grünland--Straße--Ackerland	2	0,02
3	SonderkulturBaumschule--Fahrweg--(Linien)Gewässer--Ackerland	2	0,02
3	SonderkulturObstplantage--Hecke/Baumreihe--SonderkulturObstplantage--Fahrweg--Hecke/Baumreihe--Ackerland	3	0,02
3	SonderkulturBaumschule--Hecke/Baumreihe--SonderkulturBaumschule--(Linien)Gewässer--Ackerland	2	0,02
3	SonderkulturObstplantage--Hecke/Baumreihe--SonderkulturObstplantage--Straße--Ackerland	2	0,02

Fortsetzung Tab. 73

NB-Typ	NB-Art	Anzahl Linienelemente im NB-Typ	Anteil an gesamter Grenzlinienlänge
3	SonderkulturWeingarten--Fahrweg--Unland-- (Linien)Gewässer--Unland--Fahrweg--Ackerland	3	0,02
3	SonderkulturWeingarten--(Linien)Gewässer-- Unland--Fahrweg--Ackerland	2	0,01
3	SonderkulturHopfen--Fahrweg-- (Linien)Gewässer--Ackerland	2	0,01
3	SonderkulturWeingarten--Fahrweg--Gehölz-- Straße--Ackerland	2	0,01
3	SonderkulturObstplantage--Straße--Grünland-- Pfad--Ackerland	2	0,01
3	SonderkulturObstplantage--Pfad--Grünland-- Straße--Ackerland	2	0,01
3	SonderkulturWeingarten--Hecke/Baumreihe-- SonderkulturWeingarten--Fahrweg--Ackerland	2	0,01
3	SonderkulturHopfen--Straße--(Linien)Gewässer-- Ackerland	2	0,01
3	SonderkulturWeingarten--Fahrweg--Unland-- Straße--Unland--Hecke/Baumreihe--Unland-- Fahrweg--Ackerland	4	0,01

10.3 Breitenverteilung für Nachbarschaftstypen

Tab. 74 Statistische Kennzahlen der Breiten von Nachbarschaftstypen nach Geländemessungen für Deutschland

Nachbarschaftsart	N	min	max	Mean	SD	Median	p70	p90
Acker--Bahndamm	11	2,2	18,2	8,09	4,68	6,7	5,05	5,05
Acker--Dauerkultur	17	0,3	18,2	6,02	4,43	5,4	3	3
Acker--Feuchtbiotop	1	3	3	3	0	3	3	3
Acker--Flächengewässer	4	3,8	10,9	6,52	3,42	5,7	3,8	3,8
Acker--Garten/Siedlung	9	0,5	8,1	2,27	2,57	1,3	0,6	0,6
Acker--Gehölz	7	3,9	15,3	6,83	3,99	5,2	4,4	4,4
Acker--Grünland	6	1,3	6	3,87	1,89	4,15	2,48	2,48
Acker--Hecke--Acker	35	1	10,9	4,92	2,41	4	3,4	3,4
Acker--Hecke--Straßen	1	20	20	20	0	20	20	20
Acker--Liniengewässer	47	0,5	24	7,16	4,54	6	4,5	4,5
Acker--Straßen	96	0,7	26,6	6,46	4,04	5,5	4,15	4,15
Acker--Wald	18	2,9	16,2	7,9	4	7	4,92	4,92
Acker--Weg(bef.)-- Acker/Grünland/Dauerkultur	147	0,1	25	4,45	4,19	3,5	1,7	1,7
Acker--Weg(bef.)--Bahndamm	6	1,7	12	5,92	3,64	5,35	3,72	3,72
Acker--Weg(bef.)--Garten/Siedlung	1	6,4	6,4	6,4	0	6,4	6,4	6,4
Acker--Weg(bef.)--Gehölz/Heide	2	4,4	4,8	4,6	0,28	4,6	4,5	4,5
Acker--Weg(bef.)--(Linien)Gewässer	10	0,6	7,5	5,18	2,21	5,8	4,02	4,02
Acker--Weg(bef.)--Sonstiges	22	0,5	11,5	3,3	2,77	2,25	1,33	1,33
Acker--Weg(bef.)--Wald	8	0,8	10	5,67	3,54	5,25	3,12	3,12
Acker--Weg(unbef.)-- Acker/Grünland/Dauerkultur	147	1,1	53,1	9,98	6,71	8	5,5	5,5
Acker--Weg(unbef.)--Bahndamm	3	6,5	15	11,5	4,44	13	9,75	9,75
Acker--Weg(unbef.)--Garten/Siedlung	4	4	6,8	5,43	1,38	5,45	4,38	4,38
Acker--Weg(unbef.)--Gehölz/Heide	3	4,1	11,5	7,77	3,7	7,7	5,9	5,9
Acker--Weg(unbef.)--Hecke	2	12,4	23	17,7	7,5	17,7	15,05	15,05
Acker--Weg(unbef.)--(Linien)Gewässer	26	3,8	36	11,42	7,01	10,8	5,62	5,62
Acker--Weg(unbef.)--Sonstiges	16	3,9	23,9	8,25	5,05	6,75	4,95	4,95
Acker--Weg(unbef.)--Wald	18	5	14,4	8,09	2,48	7,55	6,52	6,52
Summe	667							

10.4 Aus Luftbildern gemessene Randstreifenbreite an Gewässern

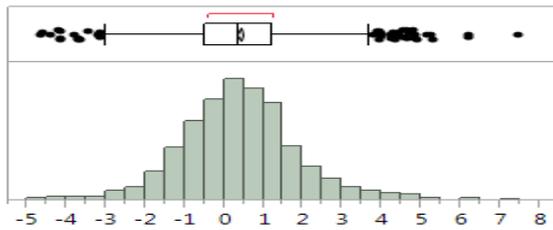


Abb. 62 Aus Luftbildern gemessene Randstreifenbreite an Gewässern. Histogramm der bundesweiten Verteilung der Abweichungen.

10.5 GIS-basierte Breitenableitung von Hecken

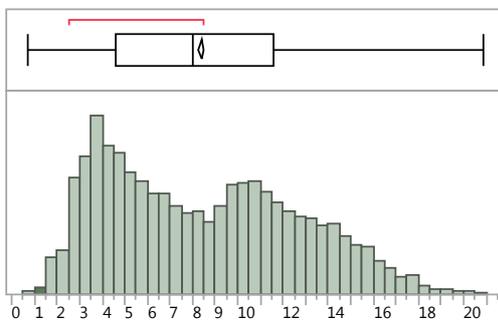


Abb. 63 Histogramm und Box-Plot der mittleren Heckenbreiten für Deutschland

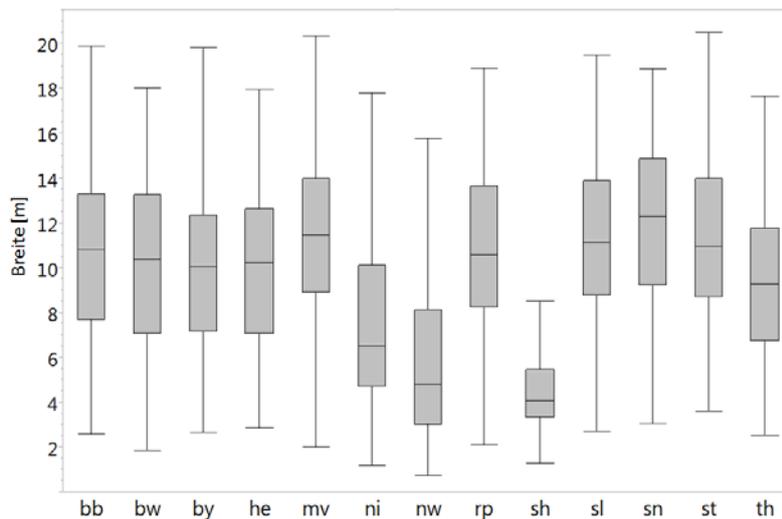


Abb. 64 Box-Plots der mittleren Heckenbreiten gruppiert nach Bundesländern

10.6 Anteil Nachbarschaftstypen

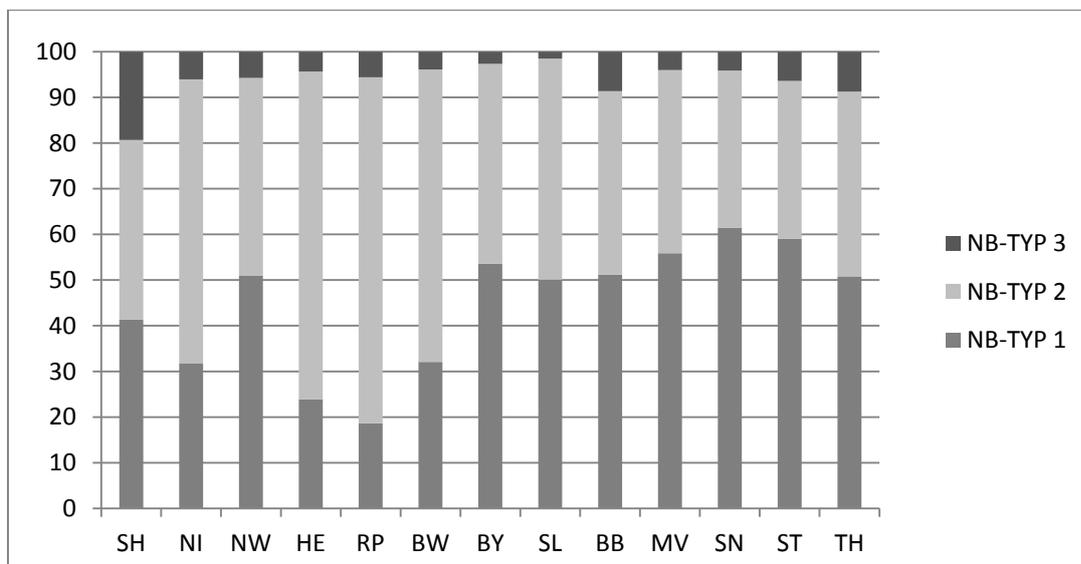
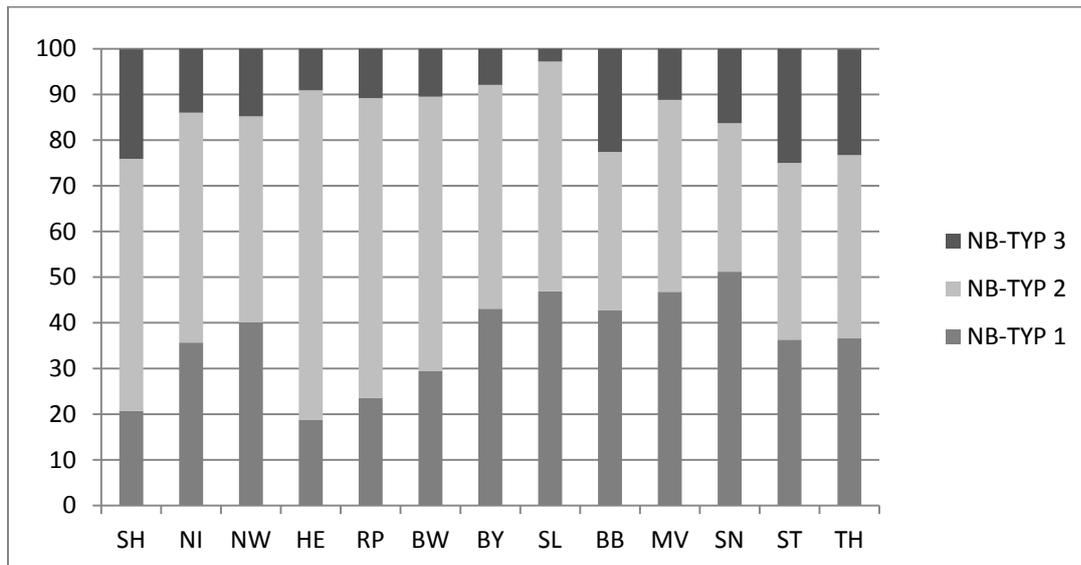


Abb. 65 Anteil der Nachbarschaftstypen in Sonderkulturen (unten) und im Ackerbau (oben) im Ländervergleich

10.7 Überlagerungsfreier Fachdatensatz

Tab. 75 AOA der Grundebene

AOA	Klartext	Fläche (ha)	Anzahl
3003	Parkplatz, Rastplatz	00727,52	08046
3005	Straßenkörper	22705,03	000507
3300	Flugverkehr	45678,87	4973
3400	Hafen	3698,39	0026
3402	Hafenbecken	0390,02	429
3500	Bahnhofsanlage	2424,67	2508
4000	Ackerland	02744480,3	0720233
4002	Grünland	5968436,89	2090020
4003	Gartenland	20220,20	08220
4004	Heide	000323,02	26675
4005	Moor Moos	009894,86	28553
4006	Sumpf Ried	75098,54	26044
4007	Wald	00064002,9	2627304
4008	Gehölz	394080,07	488779
4009	Sonderkultur	260433,43	008835
4000	Brachland	209078,30	052208
4020	Vegetationslose Fläche	72030,96	45003
4099	Fläche z.Z. unbestimmbar	08044	64453
5000	Strom,Fluss,Bach	200534,66	44492
5002	Kanal (Schifffahrt)	03230,35	4355
5000	Meer	2037609,32	2303
5002	Stehende Gewässer	406059,60	300432
9000	sämtlich SIE02_F Objekte	908453,07	920770
9002	Streuobstwiese	033066,94	89708
9003	Straßenbegleitfläche	26925,67	70784
9000	Verkehrsbegleitfläche Bahnverkehr	5035,98	6969
9002	Bahnverkehr	2979,0	6083

Tab. 76 AOA ersten Überlagerungsebene

AOA	Klartext	Fläche (ha)	Anzahl
4000	nasser Boden	239308,42	93898
9000	Vegetationsmerkmal: Gehölz, Röhricht, Schilf, Schneise, Baumbestand	267534,72	023050

Tab. 77 AOA zweiten Überlagerungsebene

AOA	Klartext	Fläche (ha)	Anzahl
9004	Windrad	670,06	24770
9005	Freileitungsmast	0488,89	208650
9006	Funkmast	420,94	22055
9007	Antenne	0,06	3
9008	Mast	0,25	200

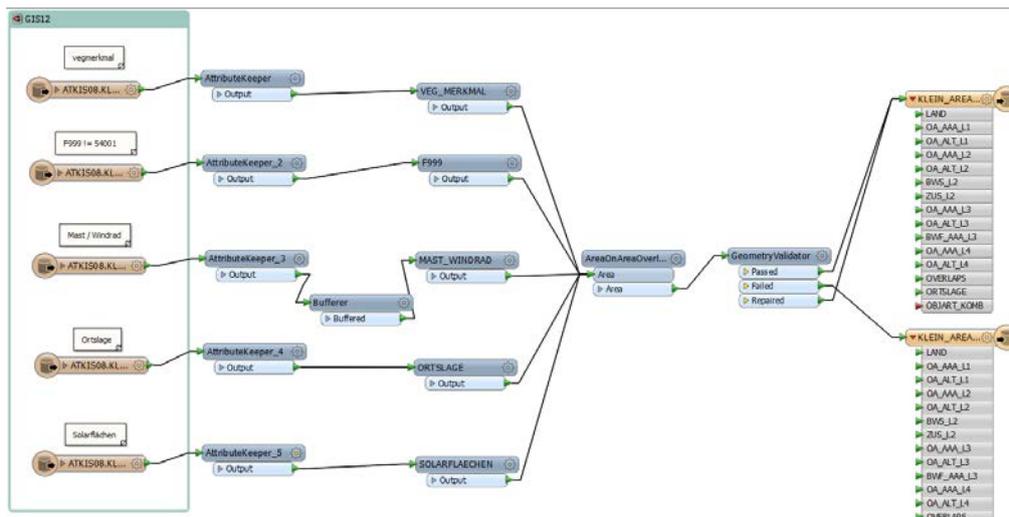


Abb. 66 FME Prozessbaum für die Auflösung der Überlagerungen von ATKIS Flächenobjekte

10.8 Modellierung der Abdrift

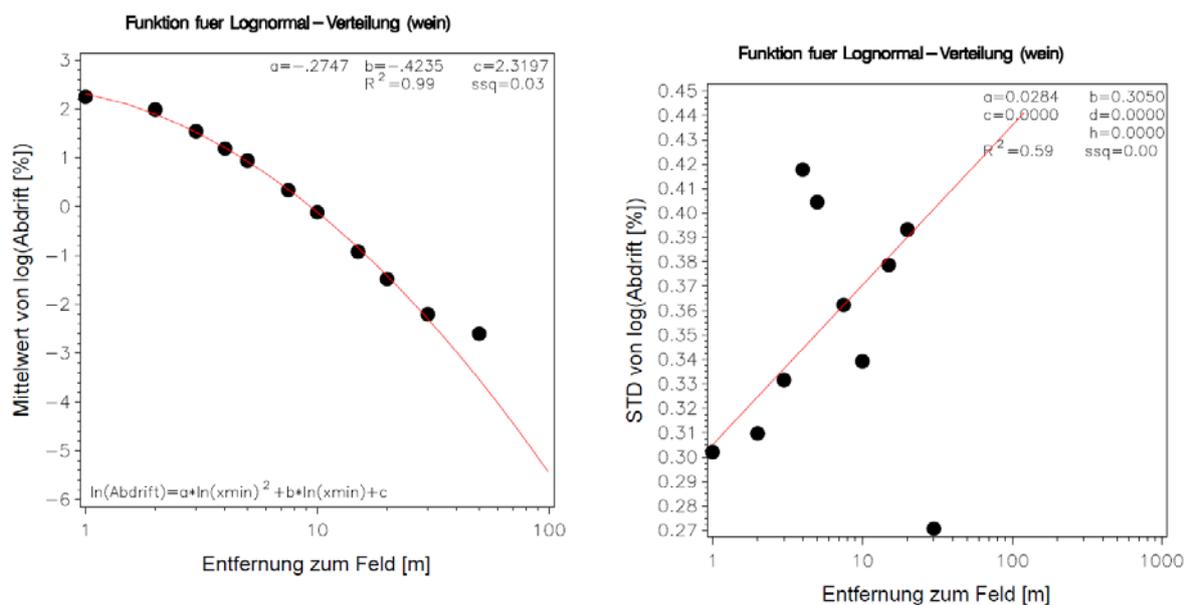
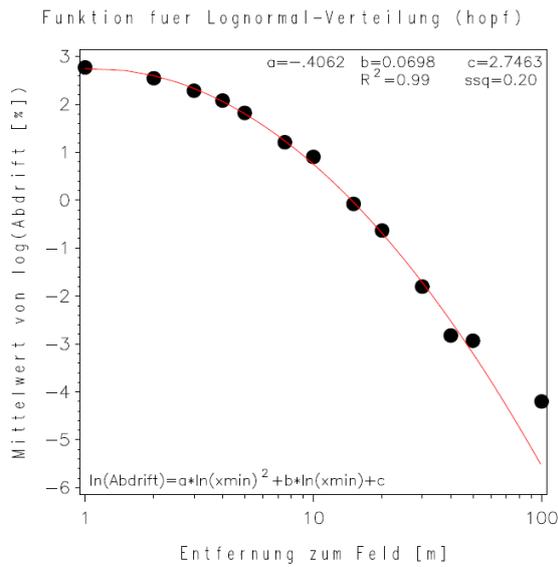


Abb. 67 Weinbau. Regressionen an die Mittelwerte der logarithmierten Versuchsmittelwerte (a) und der logarithmierten Standardabweichungen (b) bei Messabstand x

a)



b)

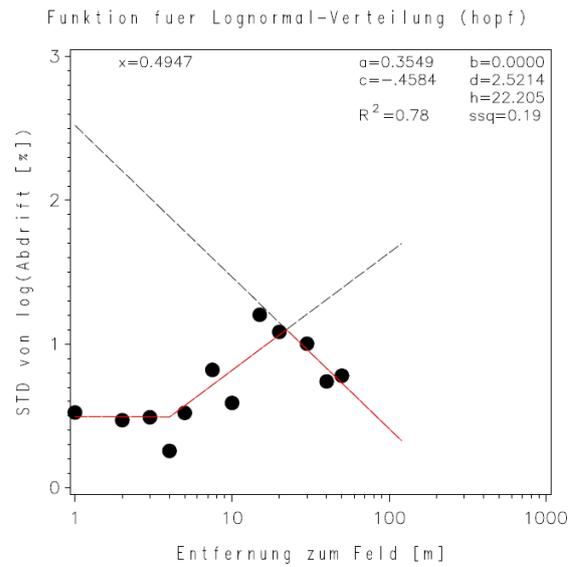
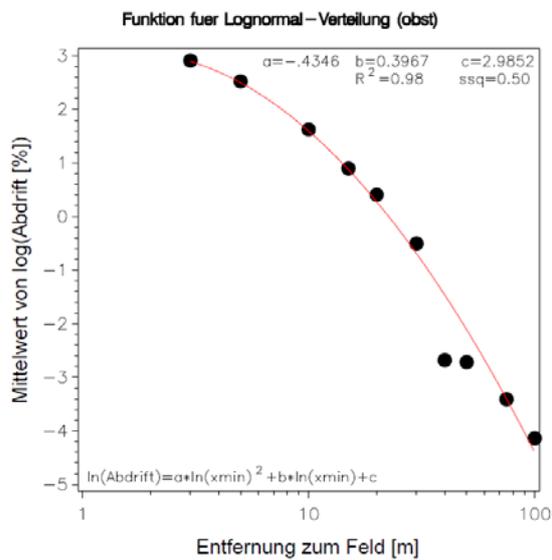


Abb. 68 Hopfenbau. Regressionen an die Mittelwerte der logarithmierten Versuchsmittelwerte (a) und der logarithmierten Standardabweichungen (b) bei Messabstand x

a)



b)

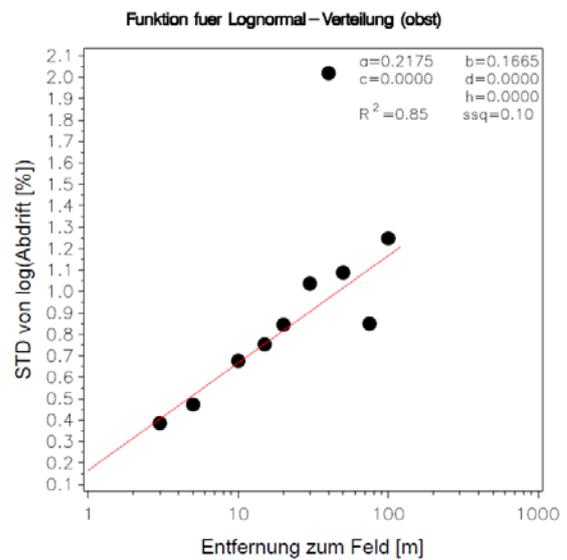
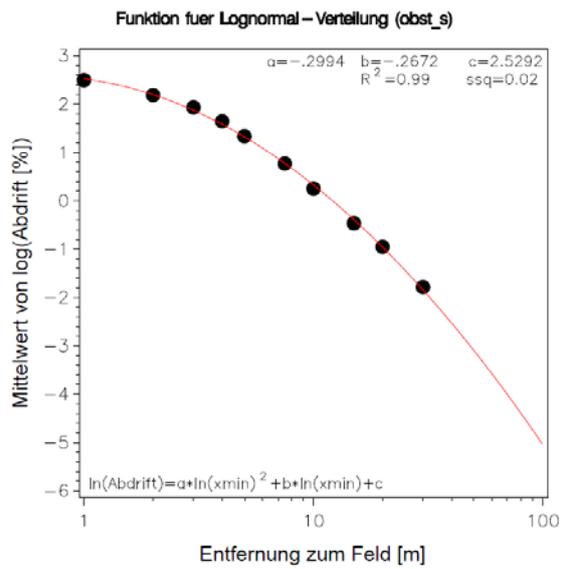


Abb. 69 Obst, frühes Entwicklungsstadium. Regressionen an die Mittelwerte der logarithmierten Versuchsmittelwerte (a) und der logarithmierten Standardabweichungen (b) bei Messabstand x

a)



b)

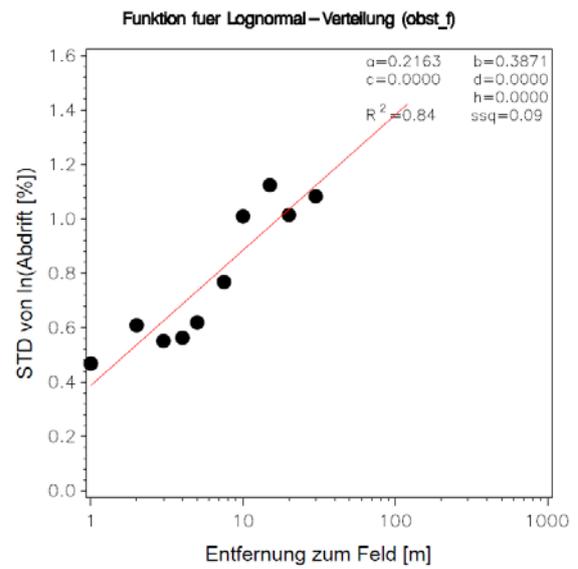
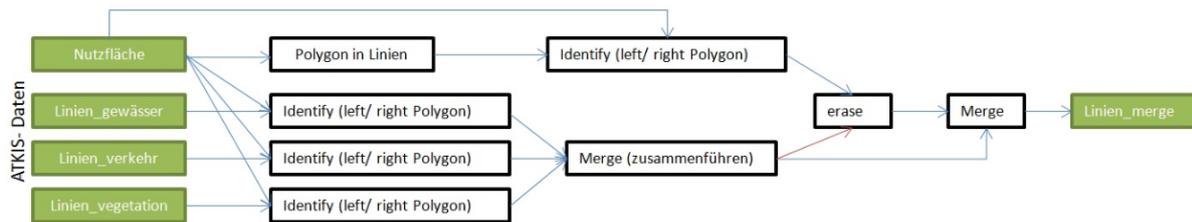


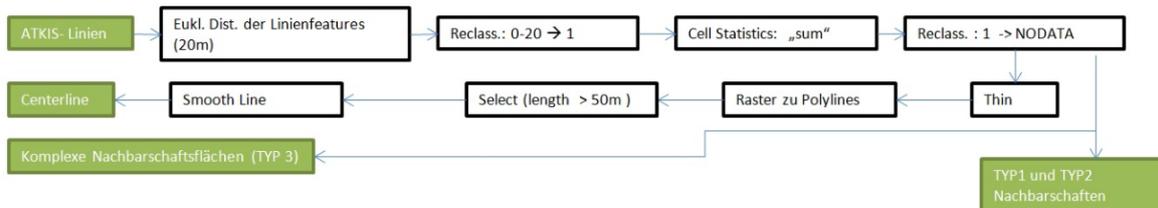
Abb. 70 Obst, spätes Entwicklungsstadium. Regressionen an die Mittelwerte der logarithmierten Versuchsmittelwerte (a) und der logarithmierten Standardabweichungen (b) bei Messabstand x

10.9 Modellierung räumlicher Beziehungen

Schritt 1: Flächennachbarschaften von Linien ermitteln und Linien zusammenführen



Schritt 2: Centerline und „komplexe“ Nachbarschaftsbereiche erstellen



Schritt 3: Transects (Orthogonale) erzeugen und deren Schnittpunkte mit den Linienelementen ermitteln

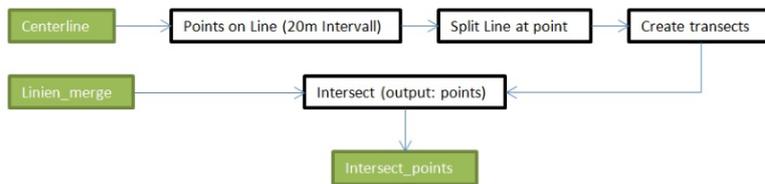
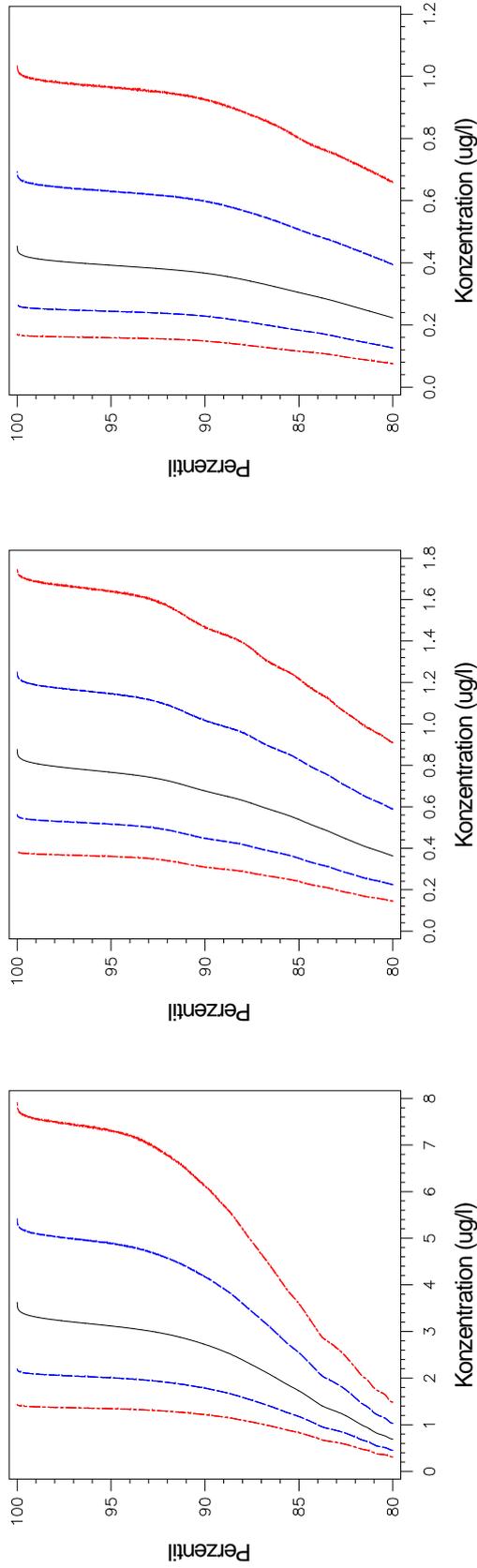


Abb. 71 Prozessdiagramm der ArcGIS/Python Prozedur zur Ableitung von Nachbarschaftstypen (Golla u. Ernsing 2016)

Feldbau (Gerste)

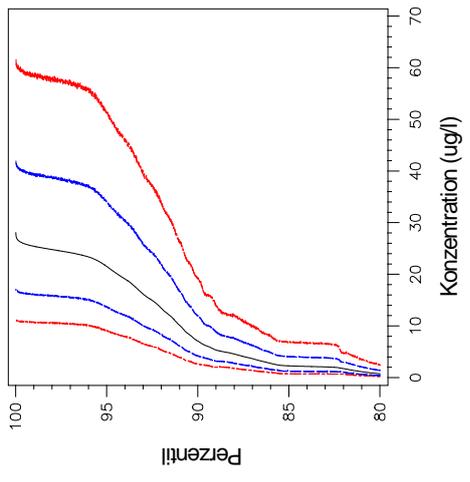
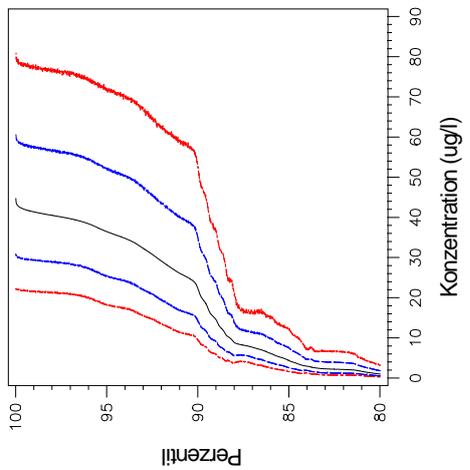
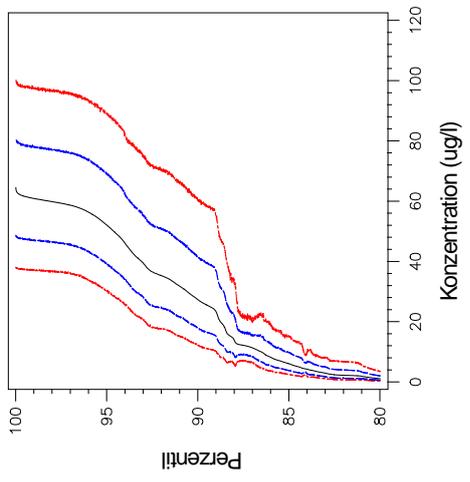
--- 00. Perz. --- 25. Perz. --- Median --- 75. Perz. --- 90. Perz.



Bundesweite Verteilung der Mediane

xp50	xp75	xp80	xp85	xp86	xp87	xp88	xp89	xp90	xp90	xp92	xp93	xp94	xp95	xp96	xp97	xp98	xp99	xp000	entf
0.0000	0.3799	0.6887	0.7268	0.9503	2.0777	2.3883	2.5734	2.7204	2.8422	2.9382	3.0022	3.0699	3.0074	3.0602	3.2022	3.2485	3.3000	3.7784	0m
0.0000	0.2025	0.3624	0.5386	0.5703	0.6007	0.6308	0.6543	0.6765	0.7020	0.7262	0.7436	0.7562	0.7665	0.7758	0.7850	0.7952	0.8089	0.9079	5m
0.0000	0.0558	0.2228	0.3044	0.3090	0.3333	0.3464	0.3576	0.3666	0.3734	0.3789	0.3836	0.3879	0.3920	0.3962	0.4007	0.4060	0.4035	0.4780	00m

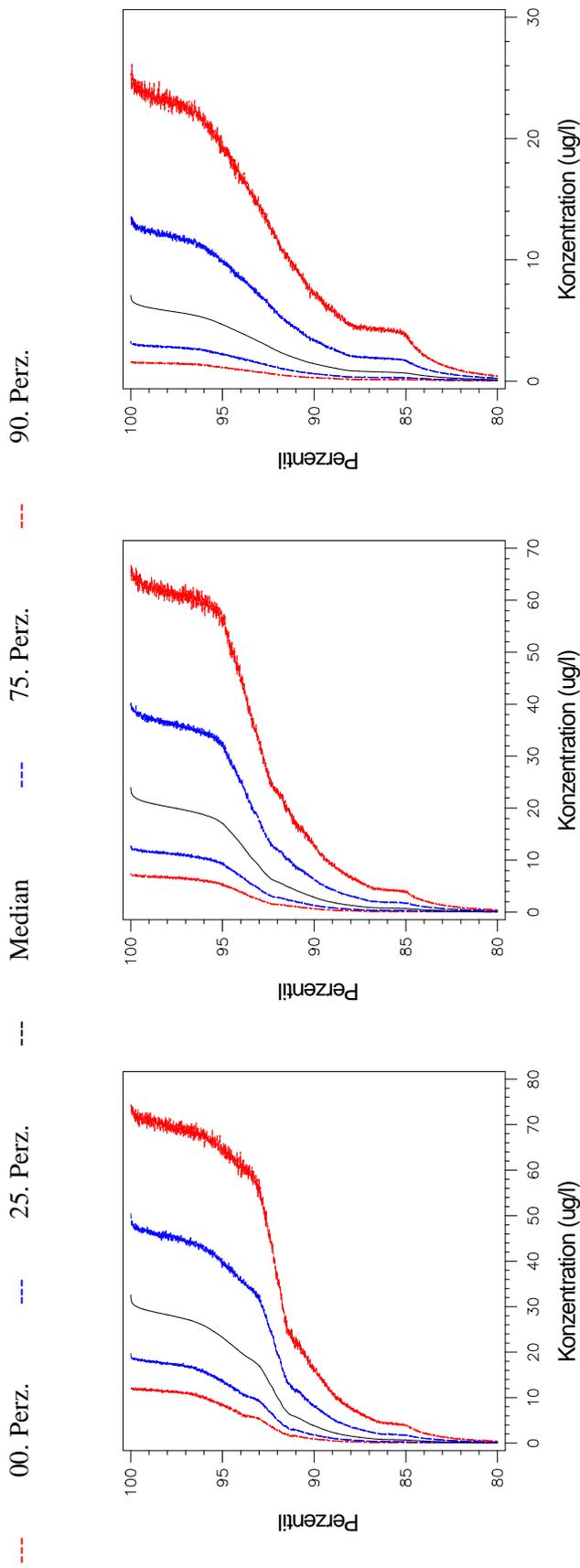
--- 00. Perz. --- 25. Perz. --- Median --- 75. Perz. --- 90. Perz.



Bundesweite Verteilung der Mediane

xp50	xp75	xp80	xp85	xp86	xp87	xp88	xp89	xp90	xp90	xp92	xp93	xp94	xp95	xp96	xp97	xp98	xp99	xp000	entf	
0	0.07	0.09	6.038	8.049	00.3	03.75	23.27	27.28	30.75	35.24	39.38	45.98	52.04	56.32	58.65	59.83	60.87	65.79	65.79	3m
0	0.069	0.999	4.36	6.003	7.649	8.859	04.49	22.2	26.07	29.0	32.28	34.77	36.44	38.4	39.66	40.49	40.35	45.67	45.67	5m
0	0.067	0.775	2.3	2.777	3.692	4.590	5.360	7.002	00.03	03.43	06.08	09.00	20.53	23.38	24.20	24.80	25.45	28.76	28.76	00m

Hopfenanbau

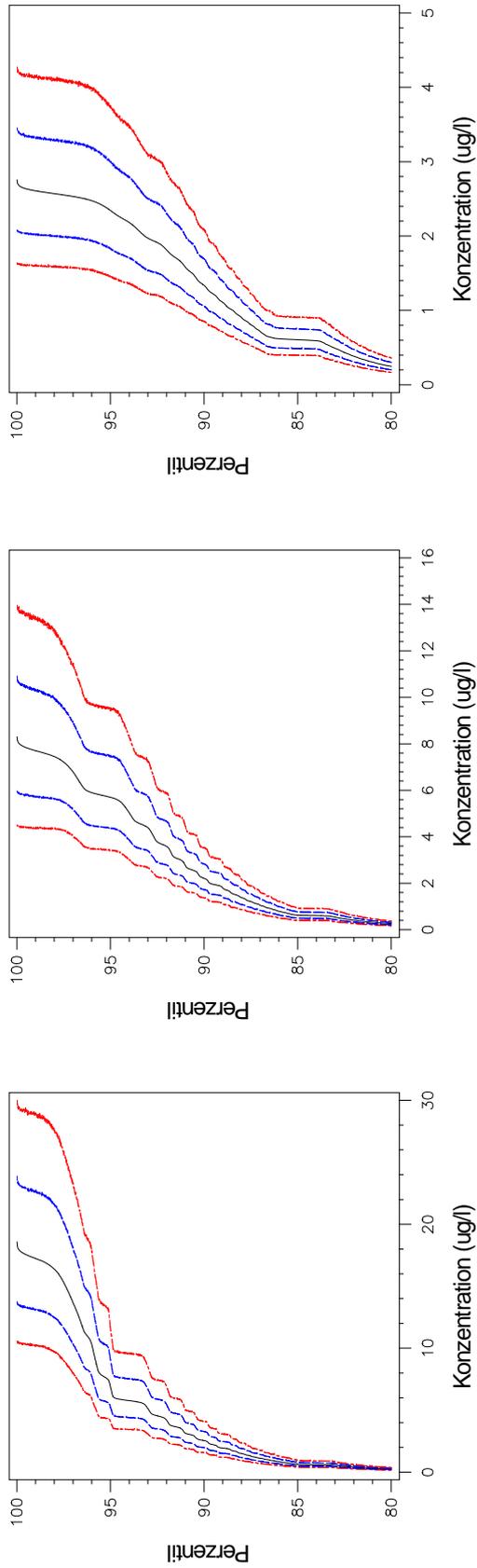


Bundesweite Verteilung der Mediane

Sampling Point	Median Concentration (ug/l)
xp50	0.048
xp75	0.033
xp80	0.033
xp85	0.692
xp86	0.798
xp87	0.033
xp88	0.548
xp89	2.370
xp90	3.82
xp92	00.02
xp93	07.00
xp94	09.94
xp95	23.22
xp96	25.79
xp97	27.25
xp98	28.09
xp99	29.08
entf 3m	32.86
entf 5m	24.39
entf 00m	7.063

Weinbau

--- 00. Perz. --- 25. Perz. --- Median --- 75. Perz. --- 90. Perz.



Bundesweite Verteilung der Mediane

Sample	00. Perz.	25. Perz.	Median	75. Perz.	90. Perz.
xp50	0.008	0.256	0.642	0.852	0.009
xp75	0.007	0.255	0.624	0.794	0.044
xp80	0.007	0.247	0.606	0.609	0.704
xp85	0.503	0.503	0.943	0.943	0.503
xp86	0.007	0.247	0.606	0.609	0.704
xp87	0.007	0.247	0.606	0.609	0.704
xp88	0.007	0.247	0.606	0.609	0.704
xp89	0.007	0.247	0.606	0.609	0.704
xp90	0.007	0.247	0.606	0.609	0.704
xp90	2.209	2.756	3.038	4.073	5.007
xp92	0.007	0.247	0.606	0.609	0.704
xp93	0.007	0.247	0.606	0.609	0.704
xp94	0.007	0.247	0.606	0.609	0.704
xp95	0.007	0.247	0.606	0.609	0.704
xp96	0.007	0.247	0.606	0.609	0.704
xp97	0.007	0.247	0.606	0.609	0.704
xp98	0.007	0.247	0.606	0.609	0.704
xp99	0.007	0.247	0.606	0.609	0.704
xp000	0.007	0.247	0.606	0.609	0.704
entf	0.007	0.247	0.606	0.609	0.704
3m	0.007	0.247	0.606	0.609	0.704
5m	0.007	0.247	0.606	0.609	0.704
00m	0.007	0.247	0.606	0.609	0.704

Lebenslauf von Burkhard Golla

akademischer Grad Dipl. Ing., MSc.

Privatadresse Schulzestr. 13
13187 Berlin

Geburtsdatum, -ort 10. September 1971, Frankfurt/M.

verheiratet, vier Kinder

Ausbildung

01/1992 - 05/1999 Technische Universität Berlin, Studium der Landschaftsplanung
Diplomarbeit: „Vergleich und Bewertung digitaler Daten zur
Bodennutzung und Bodenbedeckung“
Akademischer Grad: Diplom-Ingenieur

09/1995 - 03/1997 Wageningen Agricultural University & International Institute for Aerospace
Survey and Earth Sciences (ITC), Niederlande
MSc. Studium „GIS for rural applications GIS RA“
Thesis: „Towards a GIS for Water Protection Area Management - a GIS
application on data integration“
Akademischer Grad: Master of Science

Anstellungen

Seit 03/2001 Wissenschaftler am Julius Kühn-Institut (JKI)
Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen
Institut für Strategien und Folgenabschätzung
(vormals: Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft)

Seit 2005 Leiter Arbeitsgruppe Geoinformationssysteme
Forschungsschwerpunkt: GIS-gestützte Landschaftsanalyse und räumlich
explizite Verfahren zur Risikoabschätzung von Pflanzenschutzmitteln

Seit 2017 Stellv. Leiter Instituts für Strategien und Folgenabschätzung

9/1998 bis 12/1999 Wiss. Mitarbeiter der Fachhochschule Eberswalde im BMBF geförderten
Projekt „Entwicklung und Aufbau eines Landschaftsmonitoringprogramms für
das Biophärenreservat Schorfheide-Chorin“

Ausgewählte Publikationen 2011 bis heute

Veröffentlichungen mit Peer-Review-Verfahren

- Kehlenbeck, H.; Kregel, S.; Seidel, P.; Feike, T.; Golla, B.; Schwarz, J. (2017): Klimawandel – Modellierung und Anpassungsstrategien im Pflanzenschutz. *Journal für Kulturpflanzen* 69(2): 56-59.
- Lorenz, S.; Rasmussen, J.J.; Süß, A.; Kalettka, T.; Golla, B.; Horney, P.; Stähler, M.; Hommel, B.; Schäfer, R.B. (2017): Specifics and challenges of assessing exposure and effects of pesticides in small water bodies. *Hydrobiologia* 793(1): 213-224.
- Strassemeyer, J.; Daehmlow, D.; Dominic, A.R.; Lorenz, S.; Golla, B. (2017): SYNOPSIS-WEB, an online tool for environmental risk assessment to evaluate pesticide strategies on field level. *Crop Protection* 97: 28-44.
- Offermann, F.; Deblitz, C.; Golla, B.; Gömann, H.; Haenel, H.-D.; Kleinhanß, W.; Kreins, P.; Ledebur, O.v.; Osterburg, B.; Pelikan, J.; Röder, N.; Rösemann, C.; Salamon, P.; Sanders, J.; Witte, T.d. (2014): Thünen-Baseline 2013-2023: Agri-economic projections for Germany. *Landbauforschung - Applied agricultural and forestry research* 64(1): 1-16.
- Golla, B.; Kühne, K.; Lessing, R.; Lichtenberg-Kraag, B.; Saure, C.; Schönburg, F. (2013): Wild bee habitats in arable landscapes of Brandenburg – as web-map on the participative information platform on the protection and promotion of wild and honey bees. *Apidologie* 44: 11-12.
- Mouron, P.; Heijne, B.; Naef, A.; Strassemeyer, J.; Hayer, F.; Avilla, J.; Alaphilippe, A.; Hohn, H.; Hernandez, J.; Mack, G.; Gaillard, G.; Sole, J.; Sauphanor, B.; Patocchi, A.; Samietz, J.; Bravin, E.; Lavigne, C.; Bohanec, M.; Golla, B.; Scheer, C.; Aubert, U.; Bigler, F. (2012): Sustainability assessment of crop protection systems: SustainOS methodology and its application for apple orchards. *Agricultural Systems* 113: 1-15.
- Bereswill, R.; Golla, B.; Streløke, M.; Schulz, R. (2012): Entry and toxicity of organic pesticides and copper in vineyard streams: Erosion rills jeopardise the efficiency of riparian buffer strips. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 146(1): 81-92.
- Golla, B.; Strassemeyer, J.; Koch, H.; Rautmann, D. (2011): Eine Methode zur stochastischen Simulation von Abdriftwerten als Grundlage für eine georeferenzierte probabilistische Expositionsabschätzung von Pflanzenschutzmitteln. *Journal für Kulturpflanzen* 63(2): 33-44.

Monographien

- Alix, A.; Brown, C.; Capri, E.; Goerlitz, G.; Golla, B.; Knauer, K.; Laabs, V.; Mackay, N.; Marchis, A.; Alonso Prados, E.; Reinert, W.; Streløke, M.; Poulsen, V. (Hrsg.) (2017): *Mitigating the Risks of Plant Protection Products in the Environment: Proceedings of the MAGPIE workshop*. Pensacola ; Brussels, 392 S.
- Kehlenbeck, H.; Saltzmann, J.; Schwarz, J.; Zwerger, P.; Nordmeyer, H.; Roßberg, D.; Karpinski, I.; Strassemeyer, J.; Golla, B.; Freier, B. (2015): *Folgenabschätzung für die Landwirtschaft zum teilweisen oder vollständigen Verzicht auf die Anwendung von glyphosathaltigen Herbiziden in Deutschland*. (Julius-Kühn-Archiv 451). Quedlinburg, 150 S.
- Offermann, F.; Deblitz, C.; Golla, B.; Gömann, H.; Haenel, H.-D.; Kleinhanß, W.; Kreins, P.; Ledebur, O.v.; Osterburg, B.; Pelikan, J.; Röder, N.; Rösemann, C.; Salamon, P.; Sanders, J.; Witte, T.d. (2014): *Thünen-Baseline 2013 – 2023: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland*. (Thünen-Report 19). Braunschweig, 58 S.

Veröffentlichungen in weiteren Zeitschriften

- Golla, B. (2015): Geoinformationen rund um die Kulturpflanze. *Forschungsreport Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz* 52(2): 4-7.
- Kleinhenz, B.; Scheiber, M.; Federle, C.; Feldhaus, J.; Golla, B.; Hartmann, B.; Martini, D.; Röhrig, M. (2015): Pflanzenschutz durch maschinenlesbare Karten. *Arc aktuell*: 30-31.
- Schreiber, M.; Federle, C.; Feldhaus, J.; Golla, B.; Hartmann, B.; Kleinhenz, B.; Martini, D.; Röhrig, M. (2015): Automatisch auf Abstand. *DLZ-Agrarmagazin*: 70-75.

Buchbeiträge / Beiträge zu Sammelwerken

- Alix, A.; Golla, B.; Garrido, C.; Nilson, E.; Glass, R.; van de Zande, J. (2017): Risk mitigation measures for the off-crop environment. In: Alix, A.; Brown, C.; Capri, E.; Goerlitz, G.; Golla, B.; Knauer, K.; Laabs, V.; Mackay, N.; Marchis, A.; Alonso Prados, E.; Reinert, W.; Streløke, M.; Poulsen, V. (Hrsg.): Mitigating the Risks of Plant Protection Products in the Environment: Proceedings of the MAgPIE workshop, [153-187].
- Brown, C.; Laabs, V.; Mackay, N.; Alix, A.; Bradascio, R.; Dyson, J.; Golla, B.; Knauer, K.; Rautmann, D.; Roepke, B.; Röttele, M.; Streløke, M.; van de Zande, J. (2017): Risk Mitigation Measures to protect surface waters. In: Alix, A.; Brown, C.; Capri, E.; Goerlitz, G.; Golla, B.; Knauer, K.; Laabs, V.; Mackay, N.; Marchis, A.; Alonso Prados, E.; Reinert, W.; Streløke, M.; Poulsen, V. (Hrsg.): Mitigating the Risks of Plant Protection Products in the Environment: Proceedings of the MAgPIE workshop, [71-116].
- Reinert, W.; Streløke, M.; Alix, A.; Golla, B.; Goerlitz, G.; Laabs, V.; Poulsen, V. (2017): Regulatory framework for setting risk mitigation measures under Regulation (EC) No. 1107/2009. In: Alix, A.; Brown, C.; Capri, E.; Goerlitz, G.; Golla, B.; Knauer, K.; Laabs, V.; Mackay, N.; Marchis, A.; Alonso Prados, E.; Reinert, W.; Streløke, M.; Poulsen, V. (Hrsg.): Mitigating the Risks of Plant Protection Products in the Environment: Proceedings of the MAgPIE workshop, [55-72].
- Sinn, C.; Stängel, M.; Lohberger, S.; Golla, B.; Franke, J. (2017): Copernicus 4ECA Satellitenfernerkundung zur Inventarisierung potentieller ökologischer Vorrangflächen auf Minderertragsarealen in Agrarlandschaften: 22. Workshop Computer-Bildanalyse und Unbemannte Autonom Fliegende Systeme in der Landwirtschaft, 23. Workshop Computer-Bildanalyse in der Landwirtschaft: 21. April 2016, Wernigerode, 27. April 2017, Potsdam Marquardt (Bornimer agrartechnische Berichte 93), Potsdam-Bornim, 298.
- Vogt, H.; Eben, A.; Boehnke, B.; Golla, B.; Hoffmann, C.; Herz, A.; Englert, C.; Kleespies, R.G.; Biganski, S.; Pinggera, J. (2017): Herausforderung Kirschesigfliege: Aktuelles aus der Forschung und zur Bekämpfung. In: Arbeitsgemeinschaft für Lebensmittel-, Veterinär- und Agrarwesen (Hrsg.): Bericht ALVA – Jahrestagung 2017 - "Zukunft Obstbau", 70-72.
- Offermann, F.; Deblitz, C.; Golla, B.; Gömann, H.; Haenel, H.-D.; Kleinhanß, W.; Kreins, P.; Ledebur, O.v.; Osterburg, B.; Pelikan, J.; Röder, N.; Rösemann, C.; Salamon, P.; Sanders, J.; Witte, T.d. (2014): Thünen-Baseline 2013 – 2023: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland. (Thünen-Report 19). Braunschweig, 58 S.
- Alix, A.; Knauer, K.; Streløke, M.; Golla, B.; Poulsen, V. (2016): Development of a harmonized risk mitigation toolbox dedicated to pesticides in farmland in Europe: outcome of the MAgPIE workshop. In: Cigolini, M.; Luzzani, G.; Sacchetti, G. (Hrsg.): XV Symposium in pesticide chemistry: environmental risk assessment and management, 128.
- Begg, G.S.; Birch, N.; Golla, B.; Dachbrodt-Saaydeh, S.; Aubertot, J.N.; Werf, W. vander; Lof, M.E. (2016): Presentation 2. European Union Models for Area-wide IPM: EU PURE and ENDURE.: 8th International IPM Symposium: IPM: Solutions for a Changing Worlds ; Professional Development Session: Novel Applications of Geo-Technologies in Agriculture and NonAgriculture IPM Decision Support.
- Böhmer, J.; Claus-Krupp, A.; Golla, B.; Strassemeyer, J.; Tecklenburg, J.; Dominic, A.R. (2016): H20T-SPOT Manager NRW – Effekte von Minderungsmaßnahmen zur Reduktion von Pflanzenschutzmitteleinträgen in Gewässer. In: JKI (Hrsg.): 60. Deutsche Pflanzenschutztagung: 20. - 23. September 2016, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg ; Kurzfassungen der Beiträge (Julius-Kühn-Archiv 454), Quedlinburg, 85.
- Dominic, A.R.; Strassemeyer, J.; Golla, B. (2016): Validation of the GIS-based model SYNOPS to assess environmental risk of pesticides using four years of monitoring data in the small Lamme catchment.: SETAC Europe 26th Annual Meeting, Nantes, P.
- Golla, B.; Lilienthal, H.; Kroll, A.; Gerighausen, H. (2016): Satellitenfernerkundung für die Landwirtschaft – Anwendungsbeispiele jenseits der Agrarsubventionskontrolle. In: JKI (Hrsg.): 60. Deutsche Pflanzenschutztagung: 20. - 23. September 2016, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg ; Kurzfassungen der Beiträge (Julius-Kühn-Archiv 454), Quedlinburg, 383-384.
- Rajmis, S.; Golla, B.; Uhl, B.; Martini, D.; Kehlenbeck, H. (2016): Ökonomische Bewertung eines Entscheidungshilfesystems im Pflanzenschutz am Beispiel von Winterweizen (PAM - Pesticide

- Application Manager). In: JKI (Hrsg.): 60. Deutsche Pflanzenschutztagung: 20. - 23. September 2016, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg ; Kurzfassungen der Beiträge (Julius-Kühn-Archiv 454), Quedlinburg, 551-552.
- Strassemeyer, J.; Golla, B.; Siemon, V. (2016): Berechnung des Risikotrends mit dem Indikatormodell SYNOPSIS basieren auf Absatzzahlen von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen. In: JKI (Hrsg.): 60. Deutsche Pflanzenschutztagung: 20. - 23. September 2016, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg ; Kurzfassungen der Beiträge (Julius-Kühn-Archiv 454), Quedlinburg, 83.
- Tecklenburg, J.; Dominic, A.R.; Golla, B.; Böhmer, J.; Claus-Krupp, A.; Strassemeyer, J. (2016): Filterstreifen als natürliche Barriere für den lateralen Transport von Pflanzenschutzmitteln – exemplarische Simulationen mit dem Modell VFSMOD. In: JKI (Hrsg.): 60. Deutsche Pflanzenschutztagung: 20. - 23. September 2016, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg ; Kurzfassungen der Beiträge (Julius-Kühn-Archiv 454), Quedlinburg, 511-512.
- Alix, A.; Garrido, C.; Golla, B. (2015): Biodiversity in monitoring studies investigating the efficacy of risk mitigation measures in the farmland - a review.: Environmental protection in a multi-stressed world: challenges for science, industry and regulators: SETAC Europe 25th Annual Meeting, 3-7 May 2015, Barcelona, Spain ; Abstract book, 121.
- Scheiber, M.; Federle, C.; Feldhaus, J.; Golla, B.; Hartmann, B.; Kleinhenz, B.; Martini, D.; Röhrig, M. (2015): Vereinfachung des Pflanzenschutzprozesses durch Datenintegration und Automation - Das Projekt PAM.: 35. GIL-Jahrestagung, 161-164.
- Alix, A.; Garr, C.; Miles, M.; Johansen, E.; Golla, B. (2014): Risk management for pollinators: regulatory context, overview of risk management tools and perspectives.: Science across bridges, borders and boundaries: Abstract book ; SETAC Europe 24th Annual Meeting, Basel, Switzerland, 11-15 May 2014, 78.
- Christ, I., Golla, B., Lichtenberg-Kraag, B., Saure, C. (2014): Partizipative Informationsplattform zum Schutz und zur Förderung von Wild- und Honigbienen. In: Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung: Innovationstage 2014: Neue Ideen für den Markt, 15. und 16. Oktober 2014, Bonn, 204-208.
- Federle, C.; Scheiber, M.; Kleinhenz, B.; Röhrig, M.; Feldhaus, J.; Deere, J.; Golla, B.; Hartmann, B.; Martini, D. (2014): Pesticide application manager (PAM) - decision support in crop protection based on terrain-, machine-, business- and public data.: Proceedings International Conference of Agricultural Engineering, Zurich, 06-10.07.2014, 1-8.
- Golla, B.; Christ, I.; Kühne, S.; Lichtenberg-Kraag, B.; Lessing, R.; Saure, C. (2014): geobee – Internetportal zum Bienenschutz in der Landwirtschaft. In: JKI (Hrsg.): 59. Deutsche Pflanzenschutztagung: 23.-26. September 2014, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg ; Kurzfassungen der Beiträge (Julius-Kühn-Archiv 447), Quedlinburg, 619.
- Golla, B.; Hoffmann, J.; Röder, N.; Kroll, A. (2014): Ökologische Vorrangflächen – Flächenanspruch und ökologische Wirksamkeit. In: JKI (Hrsg.): 59. Deutsche Pflanzenschutztagung: 23.-26. September 2014, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg ; Kurzfassungen der Beiträge (Julius-Kühn-Archiv 447), Quedlinburg, 609.
- Klein, M.; Golla, B.; Bach, M.; Trapp, M. (2014): Model assumptions and input parameters for the geodata based probabilistic exposure estimation. In: Kubiak, R.; Hommen, U.; Bach, M.; Classen, S.; Gergs, A.; Golla, B.; Guerniche, D.; Klein, M.; Krumpke, J.; Preuss, T.G.; Ratte, H.A.T.; Roß-Nickol, M.; Schäfers, C.; Strauss, T.; Toschki, A.; Trapp, M.: Georeferenced probabilistic risk assessment of pesticides: further advances in assessing the risk to aquatic ecosystems by spray drift from permanent crops (Texte / Umweltbundesamt 2014,5), Dessau-Roßlau, 39-104.
- Röder, N.; Schmidt, T.G.; Golla, B.; Osterburg, B.; de Witte, T. (2014): Greening der GAP - Inhalt, Relevanz und Wechselwirkungen. In: Lange, J. (Hrsg.): Die Umsetzung der GAP-Reform (Loccumer Protokoll 05/14), Rehburg-Loccum, 89-110.
- Scheiber, M.; Federle, C.; Kleinhenz, B.; Röhrig, M.; Feldhaus, J.; Hartmann, B.; Martini, D.; Golla, B. (2014): Pesticide application manager (PAM) - decision support in crop protection based on terrain-, machine-, business- and public data.: 12th International Conference on Precision Agriculture, Sacramento, California USA - JULY 20-23, 2014, 95.
- Stähler, M.; Süß, A.; Schmidt, H.; Strassemeyer, J.; Golla, B. (2014): GIS-basierte Auswahl von Ackerbaustandorten für Erhebungen zum Status quo der Pflanzenschutzmittelbelastung von

- Kleingewässern. In: JKI (Hrsg.): 59. Deutsche Pflanzenschutztagung: 23.-26. September 2014, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg ; Kurzfassungen der Beiträge (Julius-Kühn-Archiv 447), Quedlinburg, 584.
- Strittmatter, R.; Golla, B.; Strassemeyer, J. (2014): Transport von Pflanzenschutzmitteln in verzweigten Gewässern. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Umweltinformationssysteme: Wege zu Open Data - Mobile Dienste und Apps ; 20. Workshop des Arbeitskreises "Umweltinformationssysteme" der Fachgruppe "Informatik im Umweltschutz", veranstaltet an der Hochschule für Technik und Wirtschaft in Berlin in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt am 23. und 24. Mai 2013, 161-172.
- Krumpe, J.; Knoth, A.; Golla, B. (2013): XaaS und Big-Data-Technologien - cloudoptimiertes Datenmanagement für Open-Government-Data. In: Strobl, J. ; Blaschke, T. ; Griesebner, G. ; Zigel, B. (Hrsg.): Angewandte Geoinformatik 2013: Beiträge zum 25. AGIT-Symposium Salzburg, 566-576.
- Krügenger, S.; Balschmiter, T.; Baufeld, P.; Roßberg, D.; Golla, B.; Vidal, S. (2012): Prognosen zum Auftreten des Westlichen Maiswurzelbohrers bis 2021. In: JKI (Hrsg.): 58. Deutsche Pflanzenschutztagung: 10. - 14. September 2012, Technische Universität Braunschweig ; Kurzfassungen der Beiträge (Julius-Kühn-Archiv 438), Quedlinburg, 139.

