

Umwelt

Agroscope Science | Nr. 73 / November 2018



Einflüsse landwirtschaftlicher Drainage auf den Wasserhaushalt, auf Nährstoffflüsse und Schadstoffaustrag

Eine Literaturstudie

Autorinnen und Autoren:

Anja Gramlich, Sebastian Stoll, Annette Aldrich,
Christian Stamm*, Thomas Walter, Volker Prasuhn

*EAWAG, Wasserforschungsinstitut des ETH Bereichs



Auftraggeber:

Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern, Projektleitung seitens BAFU: Gabriella Silvestri

Bundesamt für Landwirtschaft BLW, Bern, Kontaktperson: Ueli Salvisberg

Projektoberleitung:

Hans Romang, BAFU, Bern, Vorsitz

Victor Kessler, BLW, Bern

Robert Baur, Agroscope, Zürich

Projektleitung:

Thomas Walter, Agroscope, Zürich

Felix Herzog, Agroscope, Zürich

Anja Gramlich, Agroscope, Zürich

Impressum

Herausgeber	Agroscope Reckenholzstrasse 191 8046 Zürich www.agroscope.ch
Auskünfte	Thomas Walter, thomas.walter@agroscope.admin.ch
Redaktion	Anja Gramlich
Titelbild	Plaine d'Orbe (Foto: Anja Gramlich)
Download	www.agroscope.ch/science
Copyright	© Agroscope 2018
ISSN	2296-729X
ISBN	978-3-906804-64-4

Inhalt

Zusammenfassung	4
Résumé	6
Riassunto	8
Summary	10
1 Einleitung	11
2 Relevante Feuchtgebiete für landwirtschaftliche Drainage im kontinentalen Europa	13
3 Methoden	14
4 Einflüsse künstlicher Drainage auf Wasserflüsse und Erosion	14
4.1 Datenverfügbarkeit	14
4.2 Oberflächenabschwemmung und unterirdischer Wasserfluss	14
4.2.1 Einfluss der Topographie	21
4.2.2 Einfluss der Bodeneigenschaften	21
4.2.3 Art der Drainagesysteme	24
4.2.4 Einfluss des Niederschlags und saisonale Einflüsse	25
4.2.5 Einfluss der Landnutzung	25
4.3 Erosion	25
4.4 Synthese der Drainageeffekte auf Wasserhaushalt und Erosion	26
5 Drainageeffekte auf Phosphor-, Stickstoff- und Pflanzenschutzmittelflüsse	28
5.1 Phosphor	28
5.1.1 Bodeneigenschaften und präferenzielle Fließwege	29
5.1.2 Art des Drainagesystems	29
5.1.3 Bodenphosphor, Düngemittel und Ausbringung	29
5.1.4 Bodenbearbeitung	30
5.2 Stickstoff	30
5.2.1 Einflüsse von Standorteigenschaften	30
5.2.2 Organische im Vergleich zu mineralischen Böden	31
5.2.3 Gasförmige Stickstoffverluste	31
5.3 Pflanzenschutzmittel	32
5.3.1 Oberflächenabfluss, Erosion und Drainagefluss	32
5.3.2 Einflüsse von Ausbringungszeitpunkt und Standorteigenschaften	33
5.3.3 Abschätzung des Drainageeintrags für die Zulassung von PSM in der Schweiz	34
5.4 Synthese der Drainageeffekte auf Nähr- und PSM-Flüsse	37
6 Synthese und Schlussfolgerungen	40
6.1 Literaturverzeichnis	42
6.2 Abbildungsverzeichnis	52
6.3 Tabellenverzeichnis	52
Anhang	53

Zusammenfassung

Einflüsse landwirtschaftlicher Drainage auf den Wasserhaushalt, auf Nährstoffflüsse und Schadstoffaustrag

Eine Literaturstudie

Die Intensivierung der Landwirtschaft führte in den letzten 200 Jahren weltweit zu einer starken Zunahme an drainiertem Acker- und Grasland. Dieser Bericht fasst den aktuellen Wissensstand zum Einfluss von Drainagen auf die Stoffflüsse zusammen. Weitere Aspekte werden in zusätzlichen Berichten (siehe Kasten) behandelt: landwirtschaftliche Produktion und Wirtschaftlichkeit (Zorn, 2018), alternative landwirtschaftliche Kulturen (Jacot *et al.*, 2018), Klimagase und Klimawandel (Leifeld *et al.*, 2018), Potenzialflächen (Szerencsits *et al.*, 2018), Biodiversität und Vernetzung (Churko *et al.*, 2018). Für die Jahre 2019–21 sind Arbeiten zur Abwägung bei Interessenkonflikten, die Erstellung von Merkblättern und eine Gesamtsynthese vorgesehen. Drainagen beeinflussen nicht nur den Landschaftswasserhaushalt, sondern auch das Erosionsrisiko, die Nährstoffkreisläufe, Pflanzenschutzmittel(PSM)-Transporte und Treibhausgasemissionen. Wegen der Komplexität der Umweltsysteme ist jedoch nicht immer klar, ob die Stoffflüsse erhöht oder reduziert werden und wie stark der Einfluss ist. In dieser Literaturstudie fokussieren wir auf den Wasserhaushalt, die Erosion, Stickstoff(N)-, Phosphor(P)- und PSM- Flüsse und untersuchen, wie wichtige Standorteigenschaften die Flüsse unter drainierten verglichen mit nicht-drainierten Bedingungen beeinflussen. Die berücksichtigten Standorteigenschaften sind die Topographie, die Bodeneigenschaften, die Art der Drainage, die Häufigkeit und Menge des Niederschlags und die Bodennutzung. Die Basis zur Diskussion sind Feldstudien aus gemäßigten Klimazonen mit einem Fokus auf Mitteleuropa.

In den meisten Studien erhöhten die landwirtschaftlichen Drainagen den totalen jährlichen Wasserabfluss, die Effekte auf Spitzenabflüsse waren jedoch sehr variabel. Vor allem die lokale Topographie und die Textur des Bodens scheint dabei eine grosse Rolle zu spielen. Der reduzierende Effekt von unterirdischen Drainagen auf das Erosionsrisiko wird von fast allen Studien bestätigt, Oberflächendrainage kann jedoch an den Böschungen zu Erosion führen. N-Flüsse wurden durch Drainagen mehrheitlich erhöht, wobei dies hauptsächlich auf organischen Böden mit grossem Speicher an organischem N von Wichtigkeit ist. Für P-Verluste geht der Trend in die andere Richtung mit tendenziell tieferen Verlusten unter drainierten Bedingungen. Ähnliche Effekte werden für PSM erwartet. In Ebenen und abflusslosen Senken können sich die Effekte für P und PSM aber umkehren, da die Drainage die Rückhaltefähigkeit des Gebietes reduziert. Zusammenfassend zeigt die Studie Muster auf, wie Drainagen die Hydrologie, Nährstoff- und PSM-Flüsse beeinflussen. Es wird dabei klar, dass die Kombination von Standorteigenschaften einen grossen Einfluss hat. Diese sollten bei der Risikoabschätzung bei Erneuerungen von Drainagen berücksichtigt werden.

Dieser Bericht ist Teil des Feuchttackerprojektes (www.feuchttacker.ch).

Das Projekt **Feucht-(Acker-)Flächen (FAF)** hat zum Ziel, Lösungen im Spannungsfeld «Bewirtschaftung von FAF (agronomische und betriebswirtschaftliche Aspekte)» – «Förderung der Biodiversität in Ackerbaugebieten» – «Nähr- und Schadstoffbelastung der Gewässer» – «Klimagasemissionen und Klimaanpassung» aufzuzeigen. Es werden Entscheidungskriterien und Lösungsmöglichkeiten für den zukünftigen Umgang mit FAF bereitgestellt. Die Grundlagen werden in sechs Arbeitspaketen ausgearbeitet.

1. Lokalisieren:

Erstellen einer gesamtschweizerischen Karte potentieller FAF (FAF_{pot}).

2. Stoffflüsse und Wasserhaushalt:

Literaturreview zu Effekten landwirtschaftlicher Drainage auf Wasser-, Nähr-, Schadstoffflüsse und Erosion sowie auf Klimagasemissionen.

3. Wirtschaftlichkeit:

Aufzeigen der Betriebswirtschaftlichkeit von häufig auf FAF angebauten Kulturen mittels Vollkostenrechnung.

Aufzeigen von alternativen landwirtschaftlichen Produktionsmöglichkeiten und Erträgen auf Feucht-(Acker-)Flächen.

4. Biodiversität, Ist-Zustand Flora und Fauna:

Aufzeigen des Ist-Zustandes von Flora und Fauna auf FAF (Gefässpflanzen, Moose, Laufkäfer, Amphibien).

Aufzeigen der Vernetzung mit national bedeutenden Auen, Mooren und der Vorkommen von Umweltziel- und -leitarten.

5. Biodiversitätsförderung auf Feucht-(Acker-)Flächen:

Aufzeigen von biodiversitätsfördernden Massnahmen auf Biodiversitätsförderflächen. Pilotprojekt(e) mit Reisanbau.

6. Entscheidungshilfe:

Bereitstellen einer Entscheidungshilfe für den Umgang mit Feucht-(Acker-)Flächen.

Résumé

Influences du drainage agricole sur le bilan hydrique, les flux d'éléments nutritifs et la charge en polluants

Etude de littérature

Au cours des 200 dernières années, l'intensification de l'agriculture a entraîné une forte augmentation du drainage dans les terres arables et les herbages dans le monde. Ce rapport résume les connaissances actuelles sur l'influence du drainage sur les flux de matières. D'autres aspects seront traités dans des rapports complémentaires: production agricole et rentabilité (Zorn, 2018), cultures agricoles alternatives (Jacot *et al.*, 2018), gaz à effet de serre et changement climatique (Leifeld *et al.*, 2018), surfaces potentielles (Szerencsits *et al.*, 2018), biodiversité et mise en réseau (Churko *et al.*, 2018). Différents travaux sont prévus de 2019 à 2021: évaluation des conflits d'intérêts, élaboration de fiches techniques et synthèse globale.

Les drainages influencent non seulement le bilan hydrique du paysage, mais aussi le risque d'érosion, les cycles d'éléments nutritifs, le transport des produits phytosanitaires (PPh) et les émissions de gaz à effet de serre. Toutefois, en raison de la complexité des systèmes environnementaux, il n'est pas toujours évident de savoir si les flux de matières augmentent ou diminuent et quelle est l'importance de l'influence. Dans cette étude de la littérature, nous nous concentrons sur le bilan hydrique, l'érosion, les flux d'azote (N), de phosphore (P) et de PPh et nous étudions comment les caractéristiques locales majeures influencent les cours d'eau avec et sans drainage. Les caractéristiques locales sont la topographie, les caractéristiques du sol, le type de drainage, la fréquence et la quantité des précipitations et l'utilisation du sol. La discussion s'appuie sur des études de terrain réalisées dans des zones climatiques tempérées, avec un accent particulier sur l'Europe centrale.

Dans la plupart des études, les drainages agricoles ont augmenté l'écoulement annuel total des eaux, mais les effets sur les débits de pointe étaient très variables. La topographie locale et la texture du sol semblent jouer un rôle particulièrement important. L'effet réducteur des drainages souterrains sur le risque d'érosion est confirmé par presque toutes les études, mais les drainages de surface peuvent entraîner l'érosion sur les talus. Les flux d'azote ont généralement été augmentés par le drainage, ce qui est particulièrement important dans les sols organiques ayant des réserves élevées d'azote organique. En ce qui concerne les pertes de P, la tendance est inverse, les pertes plus faibles ayant tendance à se produire dans des sols drainés. On s'attend à ce que les effets soient similaires pour les PPh. Cependant, les effets du P et des PPh peuvent être inversés dans les plaines et les bassins sans écoulements, puisque le drainage réduit la capacité de rétention de la zone.

En résumé, l'étude montre comment le drainage affecte l'hydrologie, les flux d'éléments nutritifs et de PPh. Il est évident que la combinaison des caractéristiques du site a une grande influence. Il convient d'en tenir compte dans l'évaluation des risques pour le renouvellement des systèmes de drainage.

Ce rapport fait partie du projet Terres assolées humides (www.terresassoleeshumides.ch).

Le projet **Terres assolées humides (TAH)** a pour but de proposer des solutions pour répondre à différents impératifs: «Exploitation des TAH (aspects agronomiques et économiques)», «Promotion de la biodiversité dans les zones de grandes cultures», «Pollution des eaux par les éléments nutritifs et polluants», «Emissions de gaz à effet de serre et adaptation au changement climatique». Des critères de décision et des approches de solutions sont proposés pour la gestion des TAH à l'avenir. Les principes sont présentés en six volets.

1. Localiser:

Dresser une carte des TAH potentielles dans toute la Suisse.

2. Flux de matières et bilan hydrique:

Revue de littérature sur les effets du drainage agricole sur l'eau, les flux d'éléments nutritifs et de polluants, sur l'érosion ainsi que sur les émissions de gaz à effet de serre.

3. Rentabilité:

Indiquer la rentabilité des cultures souvent mises en place sur des TAH à l'aide du calcul des coûts complets.

Indiquer les possibilités alternatives de production agricole et les rendements des terres assolées humides.

4. Biodiversité, état des lieux de la flore et de la faune:

Présentation de l'état actuel de la flore et de la faune sur les TAH (plantes vasculaires, mousses, carabes, batraciens).

Présentation de la mise en réseau avec les marais et zones alluviales d'importance nationale et de la présence d'espèces environnementales cibles et emblématiques.

5. Promotion de la biodiversité dans les terres assolées humides:

Présentation des mesures de promotion de la biodiversité sur les surfaces qui y sont destinées. Projet(s) pilote avec riziculture.

6. Aide à la décision:

Elaboration d'une aide à la décision pour le traitement des terres assolées humides.

Riassunto

Influsso del drenaggio delle superfici agricole sul bilancio idrico, i flussi di elementi nutritivi e il carico inquinante

Ricerca su base bibliografica

Negli ultimi 200 anni, l'intensificazione dell'agricoltura ha portato in tutto il mondo ad un forte aumento del drenaggio di campi coltivati e superfici prative. Questo rapporto riassume lo stato attuale delle conoscenze relative all'influenza del drenaggio sui flussi delle sostanze coinvolte. Ulteriori aspetti sono trattati in rapporti complementari quali: produzione agricola e redditività (Zorn, 2018), colture agricole alternative (Jacot *et al.*, 2018), gas a effetto serra e cambiamenti climatici (Leifeld *et al.*, 2018), superfici potenziali (Szerencsits *et al.*, 2018), nonché biodiversità e interconnessione (Churko *et al.*, 2018). Durante gli anni 2019-2021 è prevista la valutazione dei conflitti di interesse, la preparazione di schede informative e una sintesi complessiva.

I drenaggi non influenzano solo il bilancio idrico locale, ma anche il rischio di erosione, i cicli degli elementi nutritivi, il trasporto di prodotti fitosanitari (PF) e le emissioni di gas a effetto serra. A causa della complessità dei sistemi ambientali, tuttavia, non è sempre chiaro se i flussi delle sostanze aumentino o diminuiscano per effetto del drenaggio e in quale misura. In questa ricerca su base bibliografica ci concentriamo sul bilancio idrico, l'erosione, i flussi di azoto (N), fosforo (P) e PF, nonché sullo studio dell'influenza delle principali caratteristiche locali sui corsi d'acqua, in presenza e in assenza di drenaggio. I parametri considerati sono: la topografia, le caratteristiche del suolo, il tipo di drenaggio, la frequenza e la quantità di precipitazioni, nonché l'utilizzo del suolo stesso. La discussione si basa su studi di campo effettuati in zone a clima temperato, con particolare attenzione all'Europa centrale.

Nella maggior parte degli studi, il drenaggio a fini agricoli ha aumentato il deflusso idrico annuale totale, ma gli effetti sulla sua portata massima sono stati molto variabili. In questo ambito, soprattutto la topografia locale e la tessitura del suolo sembrano svolgere un ruolo importante. L'effetto limitante del drenaggio sotterraneo sul rischio di erosione è stato confermato da quasi tutti gli studi. D'altro canto, però, è stato anche evidenziato come il drenaggio superficiale possa portare all'erosione di argini e scarpate. I flussi di N sono stati per lo più aumentati dal drenaggio; aspetto questo importante soprattutto nei terreni organici aventi una grande riserva di N organico. Per quanto riguarda le perdite di P, la tendenza risulta opposta, come conferma il rilevamento di perdite minori nei terreni drenati. Risultati simili sono attesi per i PF. Tuttavia, gli effetti del drenaggio su P e PF possono essere invertiti nelle zone pianeggianti e nelle aree soggette a ristagno, poiché il drenaggio riduce la loro capacità di ritenzione idrica.

In sintesi, lo studio mostra come il drenaggio influenzi l'idrologia, i flussi degli elementi nutritivi e dei PF. Appare chiaro che le caratteristiche locali giocano un ruolo importante. Tutti questi aspetti andrebbero considerati nella valutazione dei rischi, in caso di rinnovamento dei sistemi di drenaggio esistenti.

Questo rapporto fa parte del progetto sulle superfici umide e inondate dei campi coltivati.

Il progetto **superfici umide e inondate dei campi coltivati (SUC)** ha come obiettivo quello di proporre soluzioni in ambiti potenzialmente conflittuali, quali: «gestione agricola delle SUC (aspetti agronomici ed economici)», «promozione della biodiversità nelle regioni vocate per la campicoltura», «inquinamento delle acque causato da elementi nutritivi e inquinanti», «emissione di gas a effetto serra e adattamento ai cambiamenti climatici». Vuole, altresì, sviluppare criteri decisionali e soluzioni praticabili per la gestione futura delle SUC. L'elaborazione dei punti fondamentali di questo progetto si divide in 6 parti.

1. Localizzazione:

Mappare le potenziali SUC dell'intero territorio nazionale.

2. Flussi di sostanze e bilancio idrico:

Eseguire una ricerca bibliografica relativa agli effetti del drenaggio di superfici agricole su: flussi idrici, flussi di elementi nutritivi e inquinanti, erosione ed emissione di gas a effetto serra.

3. Reddittività:

Evidenziare, per mezzo della contabilità analitica, la reddittività a livello aziendale delle colture regolarmente coltivate sulle SUC.

Indicare possibili colture alternative adatte alle SUC, corredate dalle relative rese raggiunte nelle terre di rotazione umide

4. Biodiversità, situazione attuale di flora e fauna:

Mostrare la situazione attuale di flora e fauna nelle SUC (piante vascolari, briofite, carabidi, anfibi).

Mostrare l'interconnessione esistente tra zone golenali e paludi di importanza nazionale, nonché l'esistenza di specie indicatrici e ad elevato valore ambientale.

5. Promozione della biodiversità nelle terre di rotazione umide:

Mostrare le misure favorevoli alla biodiversità attuabili sulle superfici destinate alla sua promozione.

Progetto(i) pilota in risicoltura.

6. Criteri d'aiuto decisionale:

Sviluppare criteri d'aiuto decisionale per la gestione delle terre di rotazione umide.

Summary

Impacts of Agricultural Drainage on Water Balance, Nutrient Cycles and Pollutant Flows

A Literature Review

Over the past 200 years, the intensification of agriculture has led to a sharp increase in drained farmland and grassland worldwide. This report summarises the current state of knowledge on the influence of drainage on material flows. Further aspects are dealt with in additional reports: agricultural production and economic viability (Zorn, 2018), alternative agricultural crops (Jacot *et al.*, 2018), greenhouse gas emissions and climate change (Leifeld *et al.*, 2018), potential areas (Szerencsits *et al.*, 2018), and biodiversity and connectivity (Churko *et al.*, 2018). Work planned for 2019–21 will involve the weighing of conflicts of interest, the preparation of fact sheets, and an overall synthesis.

As well as the landscape water balance, drainage also influences erosion risk, nutrient cycles, plant-protection product (PPP) transport, and greenhouse gas emissions. Due to the complexity of environmental systems, however, it is not always clear whether material flows are increased or reduced, or how strong the influence is. In this study of the literature, we focus on water balance and erosion, as well as on nitrogen (N), phosphorus (P) and PPP flows, and investigate how important site properties influence flows under drained versus non-drained conditions. The site characteristics considered are topography, soil properties, drainage type, frequency and amount of precipitation, and land use. Field studies from temperate climate zones form the basis for discussion, with a focus on central Europe.

In most of the studies agricultural drainage increased total annual water runoff, but the effects on peak runoff were highly variable. In particular, local topography and soil texture appeared to play a major role. The reducing effect of underground drainage on the risk of erosion is confirmed by almost all the studies, but surface drainage can lead to erosion on slopes. The majority of N-flows were increased by drainage, with this being of importance mainly on organic soils with significant organic N storage. For P losses, the trend is in the opposite direction, with lower losses tending to occur under drained conditions. Although similar effects are expected for PPPs, the effects for P and PPPs may be reversed on plains and runoff-free sinks, since drainage reduces the retention capacity of the area.

In summary, the study highlights patterns of how drainage affects hydrology as well as nutrient and PPP flows, revealing the major impact exercised by the combination of site properties. Said site properties should be taken into account in the risk assessment for drainage renewal projects.

1 Einleitung

Weltweit nimmt die mit Feuchtgebieten bedeckte Fläche kontinuierlich ab, wobei geschätzt wird, dass aktuell mehr als 50% der ursprünglich feuchten Fläche durch landwirtschaftliche Intensivierung und Überbauung verloren gegangen ist (Davidson, 2014; van Asselen *et al.*, 2013). In den letzten 30 Jahren sind zwar zusätzliche Verluste der noch bestehenden Feuchtgebiete in Europa und in Nordamerika leicht zurückgegangen, in Asien ist die Verlustrate nach wie vor hoch (Davidson, 2014). Erwähnt werden muss in diesem Zusammenhang auch, dass die Drainageraten in Europa und den USA bereits davor (ab 1800) sehr hoch waren. Es kann davon ausgegangen werden, dass ein Grossteil der Feuchtgebiete schon drainiert ist (Blann *et al.*, 2009; Davidson, 2014).

Grob geschätzt sind im nordwestlichen Europa ungefähr 34% der Landwirtschaftsfläche drainiert. In den USA wird ein Anteil zwischen 17 und 30% angenommen (Blann *et al.*, 2009; Pavelis, 1987). In der Schweiz beträgt der Anteil an drainierter Landwirtschaftsfläche 18% (Béguin und Smola, 2010) und die intensive Landwirtschaft gilt als eine wichtige Ursachen für Feuchtgebietsverluste (Fischer *et al.*, 2015; Gimmi *et al.*, 2011; Grünig, 1994; Lachat *et al.*, 2010). Auch in der Schweiz wurden die meisten Drainagen in den letzten 200 Jahren bis Ende der 1980iger Jahre installiert. Ein letzter Höhepunkt war während des zweiten Weltkrieges, als man zusätzlichen fruchtbaren Boden für die inländische Nahrungsproduktion gewinnen wollte (Béguin und Smola, 2010; Gimmi *et al.*, 2011; Zollinger, 2006). Heute ist ungefähr ein Drittel dieser Drainagesysteme in einem schlechten oder unbekanntem Zustand, was einer Fläche von 68'400 ha entspricht. Werden die Drainagen nicht renoviert oder erneuert, muss mit Ernterückgängen oder gar mit Ausfällen gerechnet werden (Béguin und Smola, 2010).

Die Entscheidungsträger aus der Politik und die betroffenen Bauern sind nun mit der Frage konfrontiert, ob eine Renovation der Drainagen in allen Fällen die beste Lösung ist oder ob andere Nutzungsformen nachhaltiger sein können, sowohl aus ökonomischer als auch aus ökologischer Sicht. Vor allem die Sicht auf ökologische Auswirkungen von Drainagen hat sich seit der Zeit, in der sie installiert wurden, geändert. Einerseits ist bekannt, dass Drainagen die landwirtschaftliche Produktivität substantiell erhöhen (Pavelis, 1987). Auf der anderen Seite ist der Unterhalt von Drainagen teuer (Béguin und Smola, 2010) und Drainagesysteme haben vielfältige und komplexe Einflüsse auf die umliegenden Ökosysteme (Blann *et al.*, 2009). Sie verändern beispielsweise den Wasserhaushalt, sie beeinflussen Nährstoff- und Pflanzenschutzmittel (PSM)-Transporte, sie verändern Treibhausgasemissionen und sie können Lebensräume für eine Reihe von Tier- und Pflanzenarten gefährden (Blackwell und Pilgrim, 2011; Gimmi *et al.*, 2011). Wegen der Komplexität der Umweltsysteme ist nicht abschliessend bekannt, in welche Richtung die Flüsse beeinflusst werden und wie stark die Effekte sind. Einig ist sich die Literatur einzig, dass unterirdische Drainagen das Erosionsrisiko vermindern können. Auf Wasserflüsse, Nährstoff- und PSM-Verluste oder Treibhausgasemissionen können sie, abhängig von der individuellen Situation, erhöhende oder reduzierende Effekte haben (Blann *et al.*, 2009; Holden, 2005).

Andere mögliche Nutzungsformen alternativ zur Renovation oder Erneuerung der Drainagesysteme könnte eine extensive Nutzung mit angepassten Kulturen sein. Denkbar wäre auch eine komplette Renaturierung gewisser Gebiete (Joosten *et al.*, 2015). Aus ökologischer Sicht haben wechselfeuchte Ackerflächen unter wenig intensiver Bewirtschaftung ein hohes Potential, da sie als Lebensräume für stark gefährdete Tier- und Pflanzenarten dienen können (Blann *et al.*, 2009; Delarze *et al.*, 2015; Moser *et al.*, 2002; Walter *et al.*, 2013). In jedem Fall gibt es einen Zielkonflikt zwischen Ökosystemdienstleistungen, die Feucht-(Acker-)Flächen vollbringen können und den möglichen negativen Effekten, die sie allenfalls auf die Umwelt und die Ökonomie haben (Blackwell und Pilgrim, 2011).

Um nachhaltige Entscheidungen über die zukünftige Nutzung von potentiell periodisch oder permanent feuchten Ackerflächen fällen zu können, muss die Wirkung der Drainagen auf die verschiedenen Prozesse bekannt sein und ihre Relevanz muss gegeneinander abgewogen werden. Die wichtigsten abiotischen Prozesse sind die Hydrologie, Bodenerosion, Nähr- und Schadstoffflüsse und Treibhausgasemissionen.

Wichtig ist ausserdem die Biodiversität, sie wird jedoch an anderer Stelle bearbeitet (Churko *et al.*, 2018) und ist nicht Teil dieses Berichtes.

In den letzten Jahren wurden verschiedene detaillierte Literaturstudien zu allgemeinen Drainageeffekten auf den Wasserhaushalt publiziert. Studien zu mineralischen Böden haben ihren Fokus zu einem grossen Teil auf der US Landwirtschaft und Studien auf organischen Böden stammen mehrheitlich aus England (Blann *et al.*, 2009; Holden *et al.*, 2004; Holden *et al.*, 2006a; Robinson, 1990; Robinson und Rycroft, 1999; Skaggs *et al.*, 1994). Auch zu Einflüssen von Drainagen auf Phosphor (P)- (Blann *et al.*, 2009; King *et al.*, 2015; Sims *et al.*, 1998), Stickstoff (N)- (Blann *et al.*, 2009; Skaggs *et al.*, 1994) und Pflanzenschutzmittelflüsse (Brown und van Beinum, 2009; Kladvko *et al.*, 2001) sind einige Reviews publiziert.

In dieser Studie fokussieren wir auf Unterschiede in den Flüssen (Wasserhaushalt, Erosion, N-, P- und PSM-Flüsse) zwischen drainierten und nicht drainierten Bedingungen. Weiter versuchen wir die wichtigsten Eigenschaften von Standorten, die die Wirkung der Drainagen beeinflussen, zu identifizieren. Der Fokus liegt dabei auf den gemässigten Klimazonen und speziell auf den kontinental Europäischen Bedingungen. In Synthesekapiteln werden dann die verschiedenen Themen miteinander in Verbindung gesetzt. Die Literaturstudie hat zum Ziel, als Basis für Entscheidungsträger in der Schweiz und anderen Ländern mit vergleichbaren Bedingungen im Umgang mit feuchten Ackerflächen zu dienen. Zusätzlich werden Wissenslücken identifiziert und der Forschungsbedarf aufgezeigt. Eine Kurzfassung der Studie in Englisch wurde von Gramlich *et al.* (2018) publiziert.

2 Relevante Feuchtgebiete für landwirtschaftliche Drainage im kontinentalen Europa

Feuchtgebiete findet man grundsätzlich in der Übergangszone zwischen aquatischen und terrestrischen Lebensräumen, die genaue Klassierung variiert jedoch stark von einem Land zum anderen (Blackwell und Pilgrim, 2011). Gemäss dem einzigen international anerkannten Klassierungssystem, entwickelt von der Ramsar-Konvention, werden Feuchtgebiete in vier Gruppen eingeteilt: marine, küstennahe, inländische und anthropogen verursachte Feuchtgebiete (Scott und Jones, 1995). Im Zusammenhang mit landwirtschaftlicher Drainage im kontinentalen Europa sind hauptsächlich inländische Feuchtgebiete relevant. Am wichtigsten sind die Untergruppen Inland-Deltas, Flussauen, saisonale Frischwasserseen, saisonale Frischwasserbecken und Sümpfe, sowie Hoch- und Flachmoore (offene, verbuschte oder bewaldete) (Scott und Jones, 1995). Zusätzlich zu den klassierten Gruppen berücksichtigen wir auch die nicht klar definierte Gruppe der kleinräumig, periodisch überfluteten Zonen auf Ackerflächen, die in Senken aufgrund hoher Grundwasserspiegel, anthropogener Verdichtung oder natürlich geringer Bodendurchlässigkeit entstehen können (Blackwell und Pilgrim, 2011) (Abbildung 1).

Künstliche Landdrainage beeinflusst die physikalischen und chemischen Eigenschaften aller Böden, es kann aber davon ausgegangen werden, dass die Effekte auf organischen Böden stärker sind, da das organische Material unter drainierten Bedingungen abgebaut wird und die Böden sich langsam in Richtung mineralischer Böden verändern und stark an Volumen verlieren. Aus diesem Grund wird in diesem Bericht speziell auf unterschiedliche Drainageeffekte auf organischen und mineralischen Böden eingegangen.

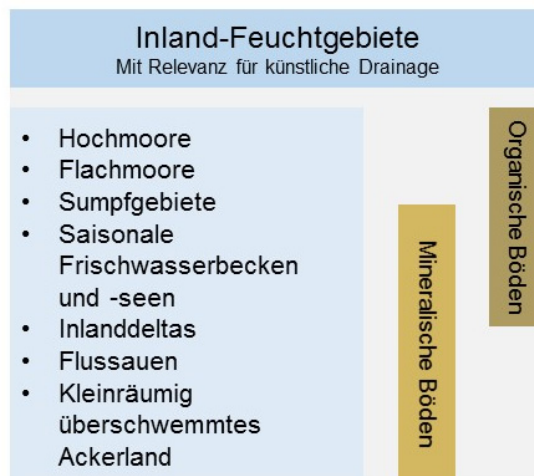


Abbildung 1: Inländische Feuchtgebiete mit Relevanz für landwirtschaftliche Drainage. Die Zusammenstellung basiert auf den Feuchtgebietsdefinitionen der Ramsar-Konvention (Scott und Jones, 1995).

3 Methoden

Die Literatur wurde über wissenschaftliche Suchmaschinen, namentlich ISI Web of Knowledge und Google scholar durchgeführt. Die wichtigsten Stichworte (einschliesslich Wortkombinationen), die für den Wasserhaushalt als grösstes Kapitel verwendet wurden, waren: *agriculture, drainage, drain flow, preferential flow, hydrology, runoff, subsurface flow, flood, management, drainage design*. Zusätzlich wurden alle Referenzen, die die Literaturstudien zitieren, durchgegangen. Des Weiteren standen uns archivierte Artikel des Bundesamtes für Landwirtschaft (BLW) zur Verfügung. Insgesamt wurden 206 Artikel berücksichtigt.

4 Einflüsse künstlicher Drainage auf Wasserflüsse und Erosion

4.1 Datenverfügbarkeit

In den letzten Jahren wurde eine Reihe von Literaturstudien von Holden *et al.* (2004; 2006a; 2006b) zu Drainageeffekten auf den Wasserhaushalt von Mooren publiziert. Zu Drainage-Effekten auf (mehrheitlich) mineralischen Böden sind ebenfalls mehrere Literaturstudien von verschiedenen Autoren verfügbar (Blann *et al.*, 2009; Irwin und Whiteley, 1983; Kladvko *et al.*, 2001; Robinson, 1990; Robinson und Rycroft, 1999; Skaggs *et al.*, 1994). Die Studien fassen eine grosse Zahl von Feldstudien zusammen, es ist jedoch oft schwierig, die Studien direkt miteinander zu vergleichen, da nicht immer die gleichen Faktoren gemessen wurden. Oftmals ist kein Vergleich mit nicht drainierten Bedingungen möglich, da es oft schwierig ist, gute Kontrollflächen zu finden (Robinson und Rycroft, 1999). Die Mehrheit der Studien hat ihren Fokus in England und den USA (Blann *et al.*, 2009; Robinson und Rycroft, 1999; Skaggs *et al.*, 1994), aus Mitteleuropa sind vergleichsweise wenige verfügbar (Bullock und Acreman, 2003; Henning und Hilgert, 2007; Robinson *et al.*, 1991; Robinson und Rycroft, 1999; Seuna und Kauppi, 1981). Ein Grossteil der Studien wurde auf Feldskala oder in kleinen Einzugsgebieten durchgeführt, zu grossräumigeren Effekten von Drainagen auf Hochwasser von Flüssen ist wenig bekannt (Acreman und Holden, 2013). In Tabelle 1 sind die Resultate der verschiedenen Literaturstudien zusammengefasst und aktuellere Studien, sowie Feldstudien, die nicht in den genannten Studien enthalten sind, aufgelistet.

4.2 Oberflächenabschwemmung und unterirdischer Wasserfluss

Die dokumentierten Resultate zur Drainagewirkung auf Wasserflüsse im Ackerland sind sehr kontrovers. Während die meisten Studien eine kleine Zunahme des totalen jährlichen Abflusses und des Niedrigwasserflusses (durchschnittlich ungefähr 10%) nach der Drainageinstallation fanden (Bengtson *et al.*, 1988; Bullock und Acreman, 2003; Evans *et al.*, 1995; Holden *et al.*, 2006a; Robinson, 1990; Schilling und Helmers, 2008), waren die Effekte auf die Spitzenabflüsse nach Regenereignissen variabel und die zugrunde liegenden Prozesse sind komplex (Blann *et al.*, 2009; Bullock und Acreman, 2003; Kladvko *et al.*, 2001).

Die erhöhten totalen Abflüsse werden in der Regel durch tiefere Evapotranspirationsverluste erklärt, da der Wasserspiegel nach der Drainierung tiefer liegt (Abbildung 2, (Blann *et al.*, 2009; Henning und Hilgert, 2007)). Die Effekte der Drainage auf die Evapotranspiration variieren aber stark von einem Gebiet zum anderen, sie werden beispielsweise durch die angebaute Kultur und durch saisonale Schwankungen beeinflusst (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1998; Khand *et al.*, 2014). Auf organischen Böden kann zusätzlich auch eine langsame Entwässerung des Torfs zu erhöhten Jahres- und Niedrigwasserabflüssen führen (Robinson, 1986, 1990).

Spitzenabflüsse nach Installation von Drainagesystemen werden generell von zwei gegenläufigen Prozessen beeinflusst (Abbildung 2): Einerseits erhöht das Drainagesystem die Wasserspeicherkapazität im Boden

durch tiefere Wasserspiegel, was schnellen Oberflächenabfluss reduziert. Andererseits kann die Transportgeschwindigkeit des unterirdisch abfließenden Wassers in Richtung der und durch die Drainageröhre erhöht werden (Blann *et al.*, 2009; Heggli, 1954; Robinson, 1990; Skaggs *et al.*, 1994).

Beachtet werden muss dabei, dass Oberflächenabfluss nicht nur durch Sättigungsüberschuss erzeugt werden kann, sondern unter Umständen auch durch die Infiltrationskapazität des Bodens limitiert ist. Diese Art von Oberflächenabfluss kann eine Drainage nur bedingt reduzieren und bleibt auch unter drainierten Bedingungen relevant (Thomas *et al.*, 2016). In feuchten Klimazonen ist ein Sättigungsüberschuss jedoch die häufigere Ursache für Oberflächenabfluss. Die Infiltrationslimitierung ist tendenziell eher in trockenen Gebieten von Relevanz (Ogden und Watts, 2000; Reichenberger *et al.*, 2007). Unter gewissen Bedingungen wurde Infiltrationsüberschuss aber auch in feuchten Zonen als relevanter Prozess identifiziert (Doppler *et al.*, 2012).

Bei der Betrachtung des unterirdischen Wasserabflusses müssen „präferentielle Fliesswege“ als Prozess in jedem Fall berücksichtigt werden, da in verschiedenen Studien gezeigt wurde, dass sie signifikante Auswirkungen auf die Fliessgeschwindigkeiten durch das Bodenprofil ins Drainagesystem haben (Flury *et al.*, 1994). Die präferentiellen Fliesswege schliessen alle Transportwege in allen Bodentypen mit ein, die den Fluss durch die Bodenmatrix umgehen. Mögliche Wege sind Flüsse durch Makroporen (alle möglichen Risse in der Bodenstruktur, Wurzel- oder Regenwurmkanäle) oder entlang von vernässten Zonen in sonst trockenem sandigem Boden (Reichenberger *et al.*, 2007; Stamm *et al.*, 1998).

Zusätzlich zu den erwähnten Oberflächen- und unterirdischen Abflüssen können auch sogenannte Zwischenabflüsse vorkommen. Das sind Wasserflüsse unter der Bodenoberfläche, die aber das Grundwasser nicht erreichen und in Oberflächengewässer einfließen. In der Praxis ist die Messung dieser Flüsse sehr schwierig, deshalb werden sie in dieser Arbeit nicht separat beleuchtet (Wohlrab *et al.*, 1992).

Im Einzelfall entscheiden eine Reihe von Standorteigenschaften, welcher der genannten Prozesse dominant ist und ob im Feld eine Erhöhung oder eine Erniedrigung der Spitzenabflüsse gefunden wird. Die wichtigsten Eigenschaften sind die Topographie, die Bodeneigenschaften, das Drainagesystem, die Installationstiefe und Intensität der Drainage, die Häufigkeit und Menge des Niederschlags und die Bodennutzung (Blann *et al.*, 2009; Robinson, 1990; Robinson und Rycroft, 1999). In den folgenden Kapiteln werden die Spitzenabfluss erhöhenden und reduzierenden Effekte der genannten Standorteigenschaften unter drainierten und nicht drainierten Bedingungen im Detail analysiert.

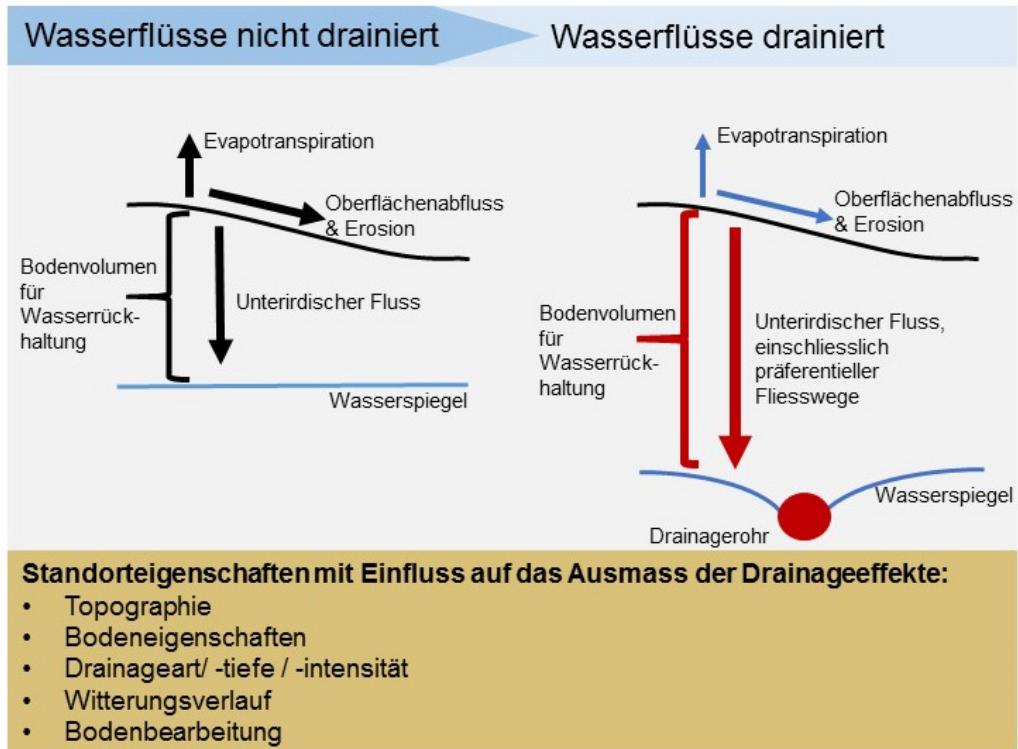


Abbildung 2: Einfluss von Drainagen auf Oberflächenabfluss, unterirdischen Abfluss und Evapotranspiration und die wichtigsten Faktoren mit einem Einfluss auf die Stärke der Effekte. Blaue Pfeile indizieren einen reduzierten Fluss und rote Pfeile einen erhöhten Fluss oder erhöhte Rückhaltefähigkeit unter drainierten im Vergleich zu nicht drainierten Bedingungen.

Tabelle 1: Studien zu Einflüssen landwirtschaftlicher Drainage und Landmelioration auf den Wasserhaushalt. NA steht für nicht verfügbar.

Autor / Jahr	Land	Skala / Dauer	Art der Drainage	Bodeneigen-schaften	Spitzenabflüsse drainiert vs. nicht drainiert
Review-Artikel					
Irwin und Whiteley (1983)					
<i>O'Kelly 1955</i>	GB / IE	Messungen vor und nach der Drainageinstallation	NA	NA	Erhöhung
<i>Bailey und Bree 1980</i>	GB / IE	12 Einzugsgebiete	Oberflächen- und unterirdische Drainage, Kanalverbesserungen	NA	Erhöhung
<i>Eggelsmann 1967/71/72</i>	DE	Drainierte und nicht drainierte Einzugsgebiete	Unterirdische Drainage	Torf	Reduktion
<i>McCubbin 1938</i>	CA	Vor und nach Meliorationsarbeiten	Meliorationsarbeiten	NA	Kein Effekt (Hochwasser)
<i>Serrano 1982</i>	CA	Einzugsgebiet	NA	NA	Kein Effekt
<i>Woodward und Nagler 1929</i>	US	Einzugsgebiet (4 Jahre vor und 6 Jahre nach intensivem Drainagemanagement)	NA	NA	Kein Effekt (Hochwasser)
<i>Bennet und Mc Gill 1971</i>	US	Nicht bekannt	NA	NA	Kein Effekt (Hochwasser)
Skaggs et al. (1994)					
<i>Hil (1976)</i>	US	Regionale Skala (Review)	NA	NA	Erhöhung
<i>Campbell et al. (1972)</i>	US	Regionale Skala	Flusskanalisierung	NA	Erhöhung
<i>Skaggs et al. (1980)</i>	US	Feldskala	Ober- und unterirdisch	NA	Erhöhung
<i>Gregory et al. (1984)</i>	US	Einzugsgebiet	Torfabbau	Torf	Erhöhung
<i>Gilliam und Skaggs (1989)</i>	US	NA	NA	NA	Erhöhung
<i>Starr und Paivanen (1986)</i>	FI	NA	Drainage von bewaldetem Torf	Torf	Erhöhung
<i>Evans et al. (1989)</i>	US	NA	NA	NA	Erhöhung

<i>Baden und Eggelsann (1968)</i>	DE	Drainierte und nicht drainierte Einzugsgebiete	NA	Torf	Reduktion
<i>Burke (1972)</i>	IE	NA	NA	Torf	Reduktion
<i>Green (1973)</i>	GB	NA	NA	Torf	Reduktion
<i>Pereira (1973)</i>	RU	NA	NA	Torf	Reduktion
<i>Heikurainen (1976)</i>	FI	NA	NA	Waldboden	Reduktion
<i>Heikurainen (1980)</i>	FI	NA	NA	Waldboden	Reduktion
<i>Heikurainen (1978)</i>	FI	NA	NA	Waldboden	Reduktion
Robinson (1990) und Robinson und Rycroft (1999)					
<i>Robinson (1983), Armstrong (1983), Schuch (1978)</i>	GB / DE	Gepaarte Studien / Messungen vor und nach Drainageinstallation	Ober- und unterirdisch	Torf und Mineralböden	Erhöhung
<i>Arrowsmith (1983), Harris (1984), Armstrong und Garwood (1991), McLean und Schwab (1982), Robinson (1983)</i>	GB / US	Gepaarte Studien / vor und nach Drainageinstallation	Ober- und unterirdisch	Torf und Mineralböden	Reduktion
<i>Robinson und Beven (1983), Robinson et. al (1987)</i>	GB / IE	Gepaarte Studien	Unterirdisch	Tonboden	Reduktion im Winter/ Erhöhung im Sommer
Holden et al. (2004) und Holden et al. (2006a)					
<i>Lewis (1957)</i>	GB	NA	NA	Torf	Erhöhung
<i>Oliver (1958)</i>	GB	Einzugsgebiete	NA	Torf	Erhöhung
<i>Howe und Rodda (1960)</i>	GB	Qualitative Beobachtung	NA	Torf	Erhöhung
<i>Conway und Millar (1960)</i>	GB	4 kleine (2ha) Einzugsgebiete / 2 drainierte und zwei nicht drainierte	NA	Torf	Erhöhung
<i>Mustonen (1964)</i>	FI	NA	NA	Torf	Erhöhung
<i>Howe et al. (1967)</i>	GB	Einzugsgebiet	Aufforstung und Drainage	Torf	Erhöhung

<i>Institute of Hydrology (1972)</i>	GB	NA	NA	Torf	Erhöhung
<i>Ahti (1980)</i>	FI	Messungen bevor und nach Drainage	NA	Torf	Erhöhung
<i>Robinson (1980, 1986)</i>	GB	Messungen vor und nach Drainageinstallation in Einzugsgebiet	Offene Drainagegräben	Torf	Erhöhung
<i>Guertin et al. (1987)</i>	US	NA	NA	Torf	Erhöhung
<i>Gunn und Walker (2000)</i>	IE	Messungen in drainierten und nicht drainierten Einzugsgebieten	Offene Drainagegräben	Torf	Erhöhung
<i>Burke (1967)</i>	IE	Gepaarte Studie	NA	Torf	Reduktion
<i>Baden und Eggelsmann (1970)</i>	DE	Drainierte und nicht drainierte Einzugsgebiete	Verglichen mit oberen Studien eher tiefe Drainagegräben; starke Reduktion des Oberflächenabflusses	Torf	Reduktion
<i>Heikurainen (1968)</i>	FI	NA		Torf	Reduktion
<i>Newson und Robinson (1983)</i>	GB	NA		Torf	Reduktion
<i>Moklyak et al. (1975)</i>	Ehem. USSR	Messungen vor und nach Drainageinstallation		Torf	Erhöhung oder Reduktion
Kürzlich publizierte Studien und Studien, die nicht in den oben genannten Review-Artikeln integriert sind					
<i>Tessier (1991)</i>	CH	Einzugsgebiet / 3 Jahre vor und 3 Jahre nach Drainageinstallation	Allgemeine Meliorationsarbeiten inclusive Drainagekanäle	NA	An zwei Standorten kein Effekt; Erhöhung an einem Standort
<i>Zollner und Cronauer (2003)</i>	DE	4 Einzugsgebiete mit unterschiedlicher Drainageintensität (Landwirtschaft, Wald, unkultiviert)	Unterirdische Drainage	Moorboden	Erhöhung
<i>Jonczyk et al. (2009)</i>	GB	Feld; 2 Jahre (1 Jahr vor und ein Jahr nach Blockieren der Drainage)	Offene Kanäle	Torf	Erhöhung
<i>Wilson et al. (2010)</i>		4 Teileinzugsgebiete in einem 10'000 ha	Offene Kanäle	Torf	Erhöhung

		Einzugsgebiet; Blockieren der Drainagen; 3 Jahre			
Tuohy <i>et al.</i> (2016)	IE	Feld; 4 Replikate auf jeweils einem nicht drainierten, einem Schlitzdrainierten, einem Schlitzdrainierten (mit Kiesfüllung) Feld; 1Jahr mit 12 Starkregenereignissen	Unterirdische Drainage	Toniger Lehm	Erhöhung
Heggli (1954)	CH	Feld / 1 Jahr	Landwirtschaftliche unterirdische Drainage	Torf	Reduktion
Shantz und Price (2006)	CA	Drainage Blockierung; 3 Jahre; Vgl. zwischen drainiert und nicht drainiert	Offene Kanäle	Torf	Reduktion
Muma <i>et al.</i> (2016)	CA	Mikro Einzugsgebiet (2.4 km ²); CATHY Modell mit Kalibrations- und Validierungsfeldmessungen	Unterirdische Drainage	Sandig bis lehmige Böden (1-30% Ton)	Reduktion
Henning und Hilgert (2007)	DE	Regionale Skala	Hauptsächlich unterirdische Drainage	Mineralboden	NA (nur totale Jahresabflüsse dokumentiert. Die waren erhöht)
Schilling und Helmers (2008)	US	Vergleich zwischen 7 drainierten und wenig drainierten Einzugsgebieten	Unterirdische Drainage	Mineralboden	inkonsistent

4.2.1 Einfluss der Topographie

Unter den oben erwähnten Standorteigenschaften mit Einfluss auf die Drainagewirkung auf den Wasserhaushalt spielt die Topographie wahrscheinlich die wichtigste Rolle. An Hängen mit Anschluss an Oberflächengewässer, an denen ein Risiko für Oberflächenabfluss besteht, haben Drainagen das Potential Spitzenabflüsse zu reduzieren, unter der Bedingung, dass der Oberflächenabfluss durch Sättigungsüberschuss verursacht wird (Holden *et al.*, 2006a). Auf Flächen mit Hangneigungen von weniger als 2%, bei denen Oberflächenabfluss eine untergeordnete Rolle spielt (Wohlrab *et al.*, 1992), sind dann die schnellen Transportwege im Boden in Richtung von und durch die Drainagerohre wichtig und können Spitzenabflüsse erhöhen, da das Wasser, welches sonst in Mulden an der Oberfläche gesammelt würde, effizienter abgeleitet werden kann (Acreman und Holden, 2013; Lennartz *et al.*, 2011; Scott *et al.*, 1998). Solche relativ kleinen Mulden sind auf saisonal kleinräumig überfluteten Ackerfeldern regional von Relevanz.

Für eine detaillierte Risikoabschätzung von Oberflächenabfluss auf einer bestimmten Fläche können Indices, wie zum Beispiel der „topographische Bodenfeuchte Index“ (TWI, topographic wetness index), verwendet werden. Der Index berücksichtigt die lokale Oberflächenneigung an spezifischen Punkten im Feld und zusätzlich auch das Einzugsgebiet für relevante Drainageeinträge. Die Auflösung der digitalen Geländemodelle und die Datenverarbeitungssoftware sind für korrekte Resultate entscheidend, da schon kleinräumige Erhebungen und Senken von weniger als einem Meter bestimmen können, ob grosse Mengen an Wasser über Oberflächenabfluss abgeleitet werden oder im Gebiet gespeichert bleiben (Thomas *et al.*, 2016; Thomas *et al.*, 2017).

4.2.2 Einfluss der Bodeneigenschaften

Organische Böden

Torfböden zeichnen sich generell durch einen hohen Anteil an organischem Material (>30%), durch hohe Porosität und eine tiefe Dichte aus. Die Zusammensetzung des Torfes kann von Fall zu Fall stark variieren, abhängig vom Ausgangsmaterial und vom Zersetzungsgrad. Torf aus humifizierten Flachmooren kann sich beispielsweise in der hydraulischen Leitfähigkeit stark von Torf aus einem Hochmoor unterscheiden (Bölter, 1969). Wird ein Torfboden drainiert, verändert sich nicht nur der Wasserstand, sondern auch die Eigenschaften des Torfes durch Oxidation, Verdichtung und durch Eintrag mineralischer Substanz: Nach der Drainage können die beiden typischen Schichten eines Hochmoores Akrotelm (durchlüftete Schicht mit lebenden Pflanzen, mit hoher hydraulischer Leitfähigkeit), und Katotelm (schlecht durchlüftete Schicht, hauptsächlich aus totem organischen Material bestehend, mit tieferer hydraulischer Leitfähigkeit), oft nicht mehr voneinander unterschieden werden (Bölter, 1969; Mustamo *et al.*, 2016).

Torfböden weisen direkt nach der Drainage in der Regel erhöhte Wasserrückhalte- und reduzierte hydraulische Leitfähigkeiten aus, da der Wasserspiegel sinkt und das Vorkommen von Makroporen reduziert wird (Liu *et al.*, 2016; Mustamo *et al.*, 2016). Trocknender Torf kann allerdings die Wasseraufnahmefähigkeit wegen seiner Hydrophobizität bis zu einem gewissen Grad auch reduzieren (Holden *et al.*, 2006a).

Bleibt ein Boden über einen längeren Zeitraum unter drainierten Bedingungen, ändern sich aber die Charakteristika fortlaufend durch Schrumpfungsprozesse und durch Abbau von organischem Material (Liu *et al.*, 2016). Das bedeutet, dass die Wasserspeicherfähigkeit langfristig wieder abnimmt, beispielsweise durch die erneute Bildung von Makroporen, die einen starken Effekt auf präferentielle Fliesswege haben (Holden *et al.*, 2004; Holden *et al.*, 2006a). Die Bildung von Regenwurmgingen wurde als wichtiger Grund für präferentiellen Fluss in ehemaligen Feuchtgebieten in der Schweiz gefunden (Kohler, 2004). Diese Veränderungen über die Zeit verdeutlichen, dass der Faktor Zeit unbedingt berücksichtigt werden muss, wenn Abflusscharakteristika von drainierten Moorböden beschrieben werden. Auf einem Versuchsgebiet in England, bei dem jährliche Abflüsse und Spitzenabflüsse nach Regenereignissen direkt nach der Drainageinstallation und 40 Jahre später gemessen wurden, stellte man fest, dass die Abflusseffizienz (totaler jährlicher Abfluss / jährlicher Niederschlag) über die Zeit zunahm. Die Autoren erklären den Langzeiteffekt mit strukturellen Veränderungen im Torf und mit der Bildung neuer Makroporen und Kanäle. Direkt nach der

Drainageinstallation wurden nur kürzere Abflussverzögerungszeiten und erhöhte Spitzenflüsse nach Niederschlägen gemessen. Ebenfalls veränderten sich die Transportwege: Der Oberflächenabfluss nahm ab und der unterirdische Fluss war erhöht (Holden *et al.*, 2006b). Ähnliche Resultate wurden im Chiemseemoor in Süddeutschland beobachtet, wo eine weitere Langzeitstudie auf drainierten organischen Böden durchgeführt wurde. Auch in diesem Fall waren die Abflüsse 60 Jahre nach der Installation der Drainage (offene Kanäle alle 100m und Rohrdrainage alle 15m anfangs und dann alle 6-8m) erhöht, und zwar sowohl Niedrigwasser- als auch Spitzenwasserflüsse (Robinson *et al.*, 1991). Robinson (1986) fand in einer weiteren Studie in Nordengland 10 Jahre nach der Installation von Drainagen, dass die Spitzenflüsse um 10% erhöht waren, direkt nach der Installation der Drainagen waren sie allerdings um 20% erhöht. Ebenfalls erhöhte sich der totale Jahresabfluss leicht. In diesem Fall erklären sich die erhöhten Abflüsse durch die schnellen Transportwege in den Rohren und Kanälen. Zollner und Cronauer (2003) erklären die tieferen Spitzenflüsse, die im südlichen Chiemseemoor (Bayern, Deutschland) unter intakten Bedingungen verglichen mit drainierten beobachtet wurden, zusätzlich zu den schon erwähnten Gründen mit der rauen Oberflächenstruktur mit Bülten und Schlenken, die mehr Oberflächenwasser zurückhalten können. Der Bodenverlust durch Mineralisation von organischen Substanz selbst kann über die Zeit auch ein relevanter Faktor sein, da potentiell Wasservolumen verloren geht. Zu dieser Hypothese konnten aber keine Studien gefunden werden. In einer ähnlichen Zahl von Studien, hauptsächlich auf geländebedeckenden Hochmooren (Gebiete mit weitverbreiteter Torfbildung nicht nur in Senken sondern auch auf Hügeln), wurden auch reduzierende Effekte von Drainagen auf die Spitzenabflüsse gefunden (Heggli, 1954; Holden *et al.*, 2006a; Irwin und Whiteley, 1983), wobei die Niedrigflüsse und totalen Jahresabflüsse auch in diesen Studien erhöht waren. Die Autoren erklären den reduzierenden Effekt der Drainagen auf die Spitzenflüsse hauptsächlich mit der erhöhten Wasserspeicherkapazität der Böden durch tiefere Wasserspiegel und einer daraus folgenden Reduktion von schnellem Oberflächenabfluss. Langzeitstudien, die diesen Effekt bestätigen, konnten indes nicht gefunden werden.

Moorrenaturierungen

Moorrenaturierungen haben zum Ziel, die ursprünglichen Kapazitäten eines Feuchtgebietes in Bezug auf den Wasserhaushalt wiederherzustellen. Da sich jedoch viele Faktoren ändern, wenn ein Boden über Jahrzehnte drainiert wird, können die ursprünglichen hydrologischen Bedingungen nicht zwingend wiederhergestellt werden, wenn die Drainagekanäle oder -rohre blockiert werden. Auf einem geländebedeckenden Hochmoor in Wales wurden drei Jahre nach den Renaturierungsmassnahmen reduzierte Spitzenabflüsse und konstantere Wasserspiegel als vorher gemessen. Die Oberflächenabflüsse waren aber erhöht (Wilson *et al.*, 2010). Die Autoren erklären dieses Resultat damit, dass sich der Torf relativ schnell erholt hatte und wieder die Fähigkeit hat, grössere Mengen an Regenwasser zu speichern, welches unter drainierten Bedingungen, mit mehrheitlich trockenem Torf, schnell entwässert hätte. Die Autoren betonen jedoch auch die grossen Unterschiede, die es zwischen den verschiedenen analysierten Einzugsgebieten gab und die Wichtigkeit von Langzeitstudien, da sich die Torfeigenschaften während der Studie immer noch laufend änderten. Holden *et al.* (2016) fanden ähnliche Resultate in einer vier-jährigen Studie, in welcher ebenfalls die Drainagekanäle in einem geländebedeckenden Hochmoor blockiert wurden. Sie beobachteten auch hier tiefere gesamte Abflussraten und erhöhten Oberflächenabfluss. Direkt nach der Massnahme war die Reduktion etwa 5-fach, drei Jahre später waren die Abflussraten jedoch wieder etwa doppelt so hoch wie direkt nach der Blockierung. Die Gründe dafür sind gemäss den Autoren unklar, sie vermuten aber, dass nicht alle Dämme dicht waren. Die Wichtigkeit von Langzeitstudien in diesem Zusammenhang wird auch von Holden *et al.* (2011) unterstrichen. Sie fanden in einer Vergleichsstudie mit einem ungestörten, einem drainierten und einem renaturierten Gebiet, dass die Eigenschaften des renaturierten Gebietes sechs bis sieben Jahre nach den Massnahmen immer noch mehr dem eines drainierten Moores glichen als dem eines intakten Moores.

In einer Studie aus Kanada wurden andererseits drei Jahre nach Renaturierungsmassnahmen während der Sommermonate erhöhte Spitzenabflüsse und kürzere Reaktionszeiten auf Starkregenereignisse gemessen. Die Resultate können mit der höheren Vorsättigung des Bodens im renaturierten Gebiet verglichen mit dem

angrenzenden drainierten Gebiet erklärt werden. Der totale Wasserabfluss aus dem renaturierten Gebiet war jedoch reduziert und die Gesamtwasserspeicherkapazität im Gebiet wurde erhöht (Shantz und Price, 2006).

Mineralische Böden

Auf mineralischen Böden werden Drainagen entweder wegen natürlicher Undurchlässigkeit des Substrates, wegen anthropogener Bodenverdichtung oder aufgrund hoher Grundwasserspiegel benötigt. Auf Böden mit hohem Tonanteil werden unter nicht drainierten Bedingungen oft hohe Oberflächenabflussraten gemessen, da die Infiltration schnell limitierend ist. Auf lehmigen und sandigen Böden wird Oberflächenabfluss nur erwartet, wenn der Grundwasserspiegel häufig sehr nahe an der Oberfläche ist, ansonsten ist die Infiltration auf diesen Böden in der Regel gut (Ausnahme: Verkrustung/Verdichtung). Drainageinstallationen auf Tonböden können zwar die Speicherkapazität nicht stark erhöhen, da kaum grosse Poren vorhanden sind, die Rissbildung während trockenen Perioden kann jedoch die Infiltrationskapazität und somit den effizienten Transport in die Drainagerohre signifikant erhöhen und dadurch den Oberflächenabfluss signifikant reduzieren (Robinson und Rycroft, 1999).

Welche der Prozesse schlussendlich bestimmen, ob die Abflussmenge erhöht oder reduziert wird, hängt stark von weiteren Standorteigenschaften ab (Robinson *et al.*, 1985). Die Mehrheit der Studien auf tonigen Böden fanden aber einen reduzierenden Effekt von Drainagen auf die Spitzenabflüsse (Robinson und Rycroft, 1999; Schwab *et al.*, 1985; Seuna und Kauppi, 1981). In einigen Untersuchungen, wie zum Beispiel in einer 5-jährigen Studie zu Grasland-Drainage auf einem tonigen Boden, waren die Effekte auf die Wasserflüsse insgesamt klein. Es wurde beobachtet, dass sich die Transportwege mit reduziertem Oberflächen- und erhöhtem unterirdischem Abfluss änderten, was wiederum wichtig für Nähr- und Schadstoffflüsse ist (Armstrong und Garwood, 1991). In einem kürzlich publizierten Feldexperiment aus Irland wurden jedoch auf einem tonigen Lehm erhöhte Spitzenabflüsse unter drainierten verglichen mit nicht drainierten Bedingungen gemessen (Tuohy *et al.*, 2016). Dazu muss allerdings gesagt werden, dass die Drainageinstallation nicht tief war (0.4-0.55 m) und die durchschnittliche Hangneigung nur 1.4% betrug.

Auf lehmigen und sandigen Böden kann eine Drainageinstallation die Speicherkapazität substanziell erhöhen und somit einen reduzierenden Effekt auf Spitzenabflüsse haben. Andererseits ist, wie oben schon erwähnt, der Fluss in Richtung von und durch die Drainagerohre schneller als natürlicher unterirdischer Fluss durch den Bodenkörper und dies scheint in den meisten Studien der dominante Prozess gewesen zu sein (Blann *et al.*, 2009; Henning und Hilgert, 2007; Robinson, 1990). Dabei spielt auch wieder der Effekt von präferentiellen Fließwegen eine Rolle. Traditionell ging man zwar davon aus, dass dieser Effekt nur auf tonigen Böden relevant ist, in den letzten Jahren wurde seine Bedeutung auf anderen Böden, vor allem in lehmigen und schluffreichen Böden, aber auch mehrfach gezeigt (Flury *et al.*, 1994; Reichenberger *et al.*, 2007).

Die erwähnten Resultate zeigen, dass die Textur bei mineralischen Böden einen wichtigen Einfluss auf die Spitzenabflüsse unter drainierten Bedingungen haben kann. Der Trend mit tendenziell reduzierten Abflüssen nach Drainageinstallation auf tonigen Böden und erhöhten Abflüssen auf durchlässigeren Böden ist in Abbildung 3, übernommen aus Robinson und Rycroft (1999), illustriert.

Es sind nicht viele Studien auf einer grösseren Skala als Feld- oder Teileinzugsgebietsskala verfügbar. Eine Studie aus dem Schweizer Mittelland analysierte Effekte verschiedener Landmeliorationen (Drainageinstallation entlang von Wegen, Installation von Drainageschächten und -rohren, Bau von Oberflächenwassersammlern) auf die Hydrologie drei Jahre vor der Installationsarbeiten und drei Jahre danach auf Einzugsgebietsskala (Tessier, 1991; Tessier *et al.*, 1993). In den drei Studiengebieten wurden unterschiedliche Resultate in Bezug auf Spitzenabflüsse gefunden. Während in zwei Gebieten keine Effekte der Melioration beobachtet wurden, zeigten sich erhöhte Spitzenabflüsse und kürzere Abflussverzögerungszeiten im dritten Gebiet. Die Autoren schliessen daraus, dass Meliorationsarbeiten lokal, abhängig von der Drainageintensität und von lokalen Standorteigenschaften, das Risiko für kleinere Überschwemmungen mit einer Frequenz von < 5 Jahren erhöhen kann. Die Autoren erwarten aber keinen Effekt auf grössere Überschwemmungen (d.h. mit einer Frequenz von > 30 Jahren), da die Drainagekapazität überschritten wird und Oberflächenabfluss entlang des topographischen Gradienten erwartet wird.

Eine weitere Studie auf regionaler Ebene wurde von Hennig und Hilgert (2007) in Mecklenburg-Vorpommern, Deutschland, durchgeführt. Dort wurden stärkere Variationen der Abflussraten und erhöhte totale jährliche Abflüsse gefunden. Des Weiteren wurde eine Studie im Schweizer Rheintal auf drainierten organischen Böden durchgeführt (2 Jahre nach der Installation der Drainagesysteme). In dieser Studie wurde der Installation der Drainagesysteme ein reduzierender Effekt auf die Wasserflüsse zugeschrieben (Heggli, 1954). Der Autor schliesst aus dieser kurzen Studie, dass auf drainierten Torfböden längere Abflussverzögerungszeiten erwartet werden können und dass die niedrigeren Wasserspiegel die Speicherkapazität erhöhen und so das Überschwemmungsrisiko vermindern. Der Langzeiteffekt von Veränderungen des drainierten Torfes konnte in dieser Studie nicht angeschaut werden.

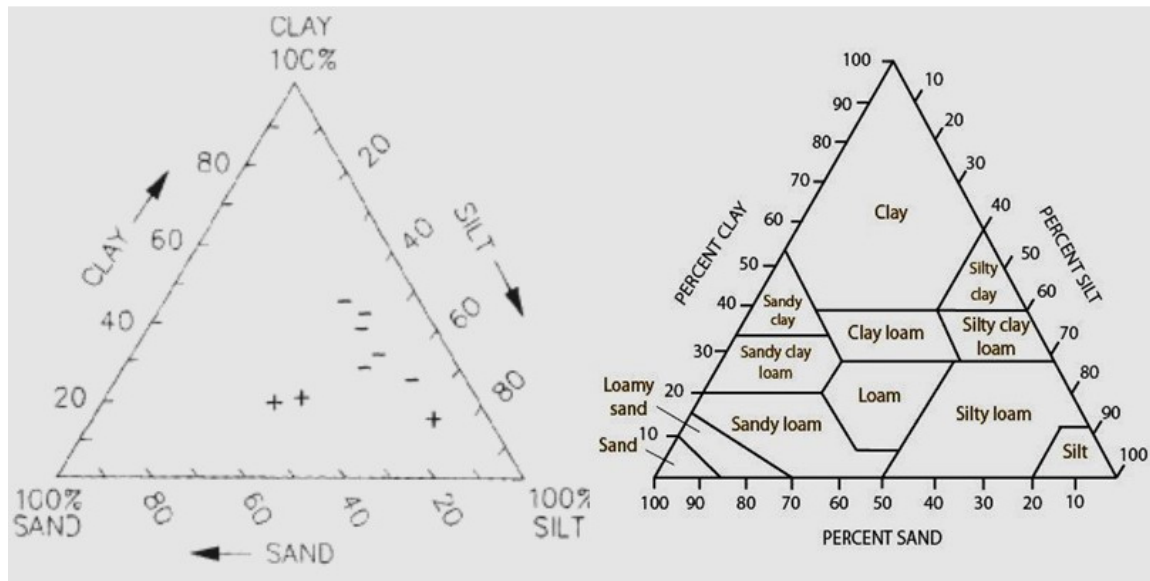


Abbildung 3: Die Abbildung links ist von Robinson und Rycroft (1999) übernommen. Sie illustriert Effekte von unterirdischen Drainagen in Böden mit unterschiedlicher Textur in Nordeuropa auf Spitzenabflüsse. (-) steht für einen reduzierten Fluss (+) für einen erhöhten Fluss. Die Abbildung rechts zeigt die Texturklassen an (Quelle: <https://www.qld.gov.au/environment/land/soil/soil-properties/texture#>).

4.2.3 Art der Drainagesysteme

Auf Ackerflächen, die ursprünglich nur über offene Drainagegräben entwässert werden, kann die Installation von unterirdischen Drainagesystemen den temporären Wasserspeicher im Boden erhöhen und unter gewissen Bedingungen einen reduzierenden Effekt auf Spitzenabflüsse haben (Blann *et al.*, 2009; Skaggs *et al.*, 1994). Wenn ein unterirdisches Drainagesystem nur einen limitierten Effekt auf die Tiefe des Wasserspiegels hat, ist eine Reduktion der Spitzenabflüsse unwahrscheinlich. Wird der Wasserspiegel jedoch substantiell gesenkt, erhöht sich die Wasserspeicherfähigkeit und das wiederum wirkt sich reduzierend auf Spitzenabflüsse aus. Ob die resultierenden Flüsse aber insgesamt reduziert oder erhöht werden, hängt, wie schon erwähnt, von weiteren Standortfaktoren ab (Holden *et al.*, 2004).

Im Zusammenhang mit unterirdischen Drainagen spielt die Installationstiefe eine wichtige Rolle. Wenn der Wasserspiegel unter nicht drainierten Bedingungen nahe an der Oberfläche ist, haben Drainagen, die den Wasserspiegel signifikant absenken, vor allem in lehmigen und sandigen Böden das Potential, die Wasserspeicherfähigkeit zu erhöhen und somit Spitzenabflüsse zu reduzieren (Irwin und Whiteley, 1983; Robinson, 1990). Dies kann aber nur geschehen, wenn die Voraussetzungen der Topographie es erlauben. Kontrollierte Drainagesysteme mit künstlich verstellbaren Wasserspiegeln am Ausfluss zeigten, dass unnötige Wasserverluste verhindert werden konnten und damit auch Verluste von Nährstoffen wie N und P (Evans *et al.*, 1995; Kladviko *et al.*, 2001; Wesström *et al.*, 2001). Kontrollierte Drainage bedeutet, dass die Drainageausflüsse während trockenen Perioden teilweise technisch blockiert werden können, um das Wasser zurückzuhalten, und dass die Wasserspiegel während nassen Perioden gesenkt werden können, um Oberflächenabfluss gering zu halten.

Situativ anpassbare Wasserspiegel in offenen Drainagekanälen in einem bewaldeten Torfboden in der Tschechischen Republik zeigten auch reduzierende Effekte auf Spitzenabflüsse (Stibinger, 2016).

Zusätzlich spielt der Abstand zwischen den Drainagerohren eine wichtige Rolle, da dies die Abflusskapazität beeinflusst (Holden *et al.*, 2006a; Jin und Sands, 2003). Sehr nahe gelegene Drainagerohre reduzieren das Wasserrückhaltepotential eines Bodens, da der Abfluss immer effizienter wird. Auf der anderen Seite erhöht sich das Risiko von Oberflächenabfluss, wenn der Abstand zwischen zwei Rohren eine optimale Distanz übersteigt (Sloan *et al.*, 2016). Ob dieser Effekt in der Praxis relevant ist, hängt jedoch stark von der hydraulischen Leitfähigkeit eines Bodens ab (Sloan *et al.*, 2016; Wiskow und van der Ploeg, 2003). Ebenfalls kann der Installationsprozess der Drainagerohre oder -schlitze die Wasserflüsse beeinflussen, da präferentielle Fließwege entstehen können. Im Falle der Rohrdrainage spielt sowohl das Material, das für die Rückfüllung verwendet wird, als auch dessen Lagerungsdichte eine Rolle, da die hydraulische Leitfähigkeit unterschiedlich sein kann (Taylor *et al.*, 1980).

4.2.4 Einfluss des Niederschlags und saisonale Einflüsse

Sowohl die Intensität, die Dauer als auch das Gesamtvolumens eines Niederschlagsereignisses wirken sich stark auf die Hydrologie eines Einzugsgebietes aus. Niederschläge, die mit hoher Intensität auf trockene Felder fallen, können beispielsweise infiltrationslimitierten Oberflächenabfluss verursachen, egal wie hoch die Speicherkapazität des Bodens ist. Wie oben beschrieben, sind aber Sättigungsüberschüsse in gemässigten Klimazonen häufiger (Reichenberger *et al.*, 2007). Tessier (1991) betonte auch, dass Drainagesysteme zwar für kleine Hochwasser von Wichtigkeit sein können, der Einfluss auf grosse Fluten bei sehr starken Niederschlägen sei aber beschränkt, da die Kapazitäten der Drainage überschritten werden. Vergleichbare Schlussfolgerungen ziehen Sloan *et al.* (2016), basierend auf Felddaten und DRAINMOD Simulationen in Iowa, USA.

Während den Sommermonaten sind die Evapotranspirationsraten erhöht und in der Regel geht ein kleinerer Anteil des Regenwassers über die Drainage verloren. Das bedeutet, dass einzelne Starkniederschläge den grössten Anteil der Abflüsse ausmachen. Im Winter wird durch geringe Vegetationsbedeckung auch nach kleineren Regenereignissen ein Grossteil des Wassers in den Drainageausflüssen gefunden (Hirt *et al.*, 2011). In experimentellen Feldern in Ballinamore in Irland beobachteten Robinson und Rycroft (1999) höhere Spitzenabflüsse im Sommer und tiefere Abflüsse im Winter unter drainierten, verglichen mit nicht drainierten Bedingungen. Sie erklären die erhöhten Flüsse im Sommer mit Rissbildung und dadurch verursachtem Makroporenfluss. Die niedrigeren Flüsse unter drainierten Bedingungen im Winter können dadurch erklärt werden, dass der Boden weniger vorgesättigt ist und somit schneller Oberflächenabfluss weniger relevant ist.

4.2.5 Einfluss der Landnutzung

Die Landnutzung beeinflusst den Wasserhaushalt eines Bodens ebenfalls und hat somit auch einen Effekt auf die Stärke der Drainagewirkung. Bodenbearbeitung kann zum Beispiel den unterirdischen Abfluss in die Drainagerohre beschleunigen und ebenfalls erhöhen, da die hydraulische Leitfähigkeit erhöht wird (Moroizumi und Horino, 2004). Besonders auf tonigen Böden kann durch Bodenbearbeitung die Infiltration verbessert und der unterirdische Abfluss erhöht, bzw. Oberflächenabfluss reduziert werden. Auf der anderen Seite kann die Bodenbearbeitung Makroporen und Risse unterbrechen und so präferentiellen Fluss temporär reduzieren (Schelde *et al.*, 2006). Wie weiter oben schon in einem anderen Zusammenhang erwähnt, kann auch die angebaute Nutzpflanze die Drainagewirkung beeinflussen, da sich die Evapotranspirationsraten unterscheiden (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1998) oder da sie unterschiedliche Wurzelmuster haben, die sich wiederum auf präferentielle Fließwege in die Drainagerohre auswirken (Flury *et al.*, 1994; Reichenberger *et al.*, 2007).

4.3 Erosion

Böden mit einem hohen Anteil an Schluff und Feinsand, wie zum Beispiel Lössböden, sind am anfälligsten für Wassererosion (Schwertmann *et al.*, 1987). Schluff-Ablagerungen und Krustenbildung an der Bodenoberfläche durch Regentropfenaufprall während Niederschlagsereignissen mit hoher Intensität erhöhen die

Erodierbarkeit (Le Bissonnais *et al.*, 1995). Enthält ein Boden einen hohen Anteil an organischem Material, ist er weniger anfällig auf Erosion (Carling *et al.*, 1997). Zusätzlich wichtig für die Anfälligkeit auf Erosion in einem Gebiet ist die Topographie. Je steiler und länger die Hänge sind, desto höher ist das Erosionsrisiko (Prasuhn *et al.*, 2013; Schwertmann *et al.*, 1987). An Hängen mit weniger als 2% Steigung kommt es selten zu Erosion (Holden *et al.*, 2007). In Mitteleuropa sind Feuchtgebiete häufig in Senken oder flachen Gebieten zu finden, während in Nordeuropa, in Grossbritannien und Irland auch geländebedeckende Moore verbreitet sind, begründet durch klimatische Unterschiede (Gorham, 1957).

Die relevanten Literaturstudien zeigen alle, dass unterirdische Drainagen das Risiko von Wassererosion auf mineralischen Böden generell reduzieren (Bengtson *et al.*, 1995; Bengtson *et al.*, 1988; Blann *et al.*, 2009; Skaggs *et al.*, 1994; Turtola und Paajanen, 1995). Einzig an Flussböschungen von Drainageausflüssen kann es durch die erhöhte Transportkapazität der Drainagesysteme unter Umständen zu erhöhter Erosion kommen (Tessier, 1991).

Offene Drainagekanäle hingegen können an den Böschungen einen substantiellen Einfluss auf die Erosion haben, abhängig von der Pflege und Nutzung der Böschungen (Newson, 1980). Vor allem auf Torfböden ist die Drainage in offenen Kanälen relativ verbreitet und Sedimentverluste konnten beobachtet werden (Holden *et al.*, 2004). Andererseits sind intakte, mit Wasser gesättigte Torfböden auf Wassererosion sehr wenig anfällig (Carling *et al.*, 1997). Je stärker zersetzt ein Torfboden ist, umso eher wird er durch Wassererosion beeinflusst, da er die stabile Torfstruktur verliert (Tuukkanen *et al.*, 2014). In einer Feldstudie wurde gezeigt, dass die durchschnittliche Abflussrate und der Grad der Torfzersetzung an der Oberfläche positiv mit der Menge an gelöstem Sediment im Ausfluss korrelierten (Tuukkanen *et al.*, 2014).

Des Weiteren sind drainierte Torfböden mit austrocknendem organischem Material anfällig auf Winderosion. Mit zunehmender Zersetzung des Torfes wurde eine Abnahme der Anfälligkeit auf Winderosion beobachtet (Campbell *et al.*, 2002).

4.4 Synthese der Drainageeffekte auf Wasserhaushalt und Erosion

Zusammengefasst kann gesagt werden, dass sich die Abflusszusammensetzung sowohl auf organischen wie auch auf mineralischen Böden unter drainierten Bedingungen von höherem Oberflächenabfluss zu höherem unterirdischen Abfluss verschiebt (Sloan *et al.*, 2016). Die Standorteigenschaften wie die Topographie, die Bodeneigenschaften, die Art der Drainage und die Niederschläge sowie die Landnutzung beeinflussen aber stark, wie intensiv diese Verschiebung ist. Auf organischen Böden muss zusätzlich beachtet werden, dass sich die Struktur und Zusammensetzung des Torfes über die Zeit ändert. Von spezieller Wichtigkeit ist das lokale Relief, da beispielsweise auf Ebenen mit weniger als 2% Neigung oder in Mulden ohne natürlichen Abfluss kaum Oberflächenabfluss beobachtet wird, auch unter nicht drainierten Bedingungen. Auf solchen Flächen können Drainagen nur einen erhöhenden Einfluss auf die Abflüsse haben, obwohl die Speicherkapazität des Bodens allenfalls verbessert wird. Die Übersichtstabelle (Tabelle 2) ermöglicht eine erste Beurteilung der Effekte von Spitzenabflüssen unter drainierten und nicht drainierten Bedingungen.

Tabelle 2: Zusammenfassung der Standorteigenschaften mit Effekten auf die Spitzenabflüsse von drainierten Ackerflächen auf Feldebene. WS steht für Wasserspiegel (übersetzt aus Gramlich *et al.* (2018)).

	Topo- graphie	Bodendurchlässigkeit		Organisches Material	Art der Drainage	Niederschlag
		Tief Ton -- Lehm -- Sand	Hoch			

<p>Erhöhender Effekt auf Spitzenabflüsse erwartet unter drainierten Bedingungen</p>	<p>Flache Zonen (< 2% Neigung) oder Mulden ohne natürlichen Abfluss</p>	<p>Falls Rissbildung relevant</p>	<p>Wenn der WS vor der Drainierung selten an der Oberfläche war; präferentielle Fließwege</p>	<p>Bildung von Makroporen in zersettem Torf; Verlust der rauen Struktur; Bodenverlust</p>	<p>WS immer noch hoch nach der Drainageinstallation (oft der Fall bei offenen Kanälen oder wenn Drainage ungenügend tief gelegt)</p>	<p>Sehr variabel. Jahresniederschlag ist relevant, aber auch Dauer, Intensität und Volumen einzelner Niederschläge.</p>
<p>Reduzierender Effekt auf Spitzenabflüsse erwartet unter drainierten Bedingungen</p>	<p>Hänge mit > 2% Steigung mit Anschluss an Oberflächen-gewässer</p>	<p>Falls Rissbildung nicht relevant</p>	<p>Wenn der WS vor der Drainierung oft direkt an der Oberfläche war; präferentielle Fließwege</p>	<p>Nicht zersetzter Torf, direkt nach der Drainageinstallation</p>	<p>Wenn der WS nach der Drainage substantiell gesenkt wird (Drainage genügend tief installiert)</p>	

5 Drainageeffekte auf Phosphor-, Stickstoff- und Pflanzenschutzmittelflüsse

Der Nährstoffeintrag in Oberflächengewässer über Düngemittel und der PSM-Eintrag sind weltweit verbreitete Probleme in der Landwirtschaft (Blann *et al.*, 2009; Brown und van Beinum, 2009). Die relevantesten Nährstoffe sind N und P, da sie oftmals limitierende Faktoren für das Algenwachstum in Frischwasser-ökosystemen sind (Elser *et al.*, 1990; Gächter *et al.*, 2004). Die Zahl relevanter PSM ist sehr hoch und es ginge über den Umfang dieser Studie hinaus, sie einzeln zu diskutieren. Aus diesem Grund werden sie hier in zwei Gruppen, stark an Bodenoberflächen adsorbierende und schwach adsorbierende Stoffe, eingeteilt (Brown und van Beinum, 2009). Mehr Details dazu werden in Kapitel 5.3.3 beschrieben.

Die Gründe für N-, P- und PSM-Einträge aus der Landwirtschaft in die Gewässer sind vielfältig. Faktoren, die die Einträge beeinflussen sind unter anderem die Applikationsmenge, der Applikationszeitpunkt und die Landnutzung. Nicht zuletzt hängen die Exporte von den chemischen Eigenschaften der Substanzen selbst, wie beispielsweise von der Adsorptionskapazität, der Wasserlöslichkeit oder ihrer Reaktivität oder den physikalisch-chemischen Eigenschaften des Bodens, wie dem Gehalt an organischem Material, der Textur, Eisen (Fe)-, Aluminium (Al)- oder Calcium (Ca)-Gehalt, ab (King *et al.*, 2015). Die Installation eines Drainagesystems kann einen zusätzlichen Einfluss auf den Stoffeintrag in Gewässer haben, als Folge von verändertem Wasserhaushalt und da der puffernde Matrixfluss im Boden unter Umständen umgangen werden kann.

5.1 Phosphor

Da die P-Mobilität im Boden aufgrund starker Bindungen mit Ton-, Fe-, Ca- und Al-Partikeln grundsätzlich niedrig ist (Gächter *et al.*, 2004), sind P-Verluste durch unterirdische Abflüsse aus landwirtschaftlichen Feldern generell von geringer Wichtigkeit. Deshalb war das Augenmerk im Zusammenhang mit P-Austrägen über lange Zeit auf Oberflächenabflüsse und Erosionsausträge gerichtet (King *et al.*, 2015). Obwohl Drainagesysteme den totalen jährlichen Abfluss eines Feldes tendenziell erhöhen, ist die Schlussfolgerung aus vergangenen Studien, dass sie die Infiltration durch effizienteren unterirdischen Abfluss erhöhen und somit Oberflächenabfluss und Erosion als wichtige Austragspfade reduzieren (Dolezal *et al.*, 2001). Dies führt dazu, dass P-Verluste durch die Installation von Drainagen in der Regel reduziert werden können (Blann *et al.*, 2009; King *et al.*, 2015; Simard *et al.*, 2000). Es ist jedoch schwierig Studien zu finden, die P-Verluste von drainierten und nicht drainierten Feldern direkt miteinander vergleichen (Radcliffe *et al.*, 2015). Unseres Wissens gibt es nur zwei Experimente, in denen Verluste von drainierten mit nicht drainierten Feldern verglichen werden. Bengtson *et al.* (1988) verglichen vier benachbarte Maisfelder (zwei künstlich drainierte und zwei nicht drainierte) im unteren Mississippi-Tal (USA) in der Nähe von Baton Rouge, gedüngt mit kommerziellem körnigem Dünger. Die Resultate zeigten, dass die P-Verluste auf den Feldern mit künstlicher Drainage, verglichen mit den nicht drainierten Feldern, um bis zu 36% reduziert wurden. Begründet wurden die Resultate mit reduzierten Bodenverlusten durch Erosion. Eine ähnlich starke Reduktion wurde in einem Experiment auf beweidetem Grasland in einem Lysimeter-Experiment in Südwestengland beobachtet (Haygarth *et al.*, 1998). Die tiefsten P-Konzentrationen wurden dabei im Drainagewasser gemessen. Dies wurde mit den tiefen Olsen-P-Werten in den untern Bodenhorizonten erklärt. Schlussendlich führte die Drainage zu 30% weniger P-Verlusten als auf den nicht drainierten Lysimetern.

Trotz dem reduzierenden Effekt der Drainagen auf die P-Flüsse wurden zum Teil P-Konzentrationen im Ausfluss von drainierten Feldern in einer Höhe gemessen, die für die Eutrophierung von Gewässern eine Rolle spielen können (Blann *et al.*, 2009; Gentry *et al.*, 2007; Haygarth *et al.*, 1998; Sims *et al.*, 1998; Smith *et al.*, 2015; Stamm *et al.*, 1998). Viele Faktoren beeinflussen die P-Menge, die schlussendlich über das Drainagewasser verloren geht. Sie wurden in einer kürzlich publizierten Studie von King *et al.* (2015) im Detail analysiert und werden unten kurz zusammengefasst. Obwohl in den letzten Jahren eine Reihe von Feldstudien zu P-Verlusten aus Drainagesystemen publiziert wurde, betonen Christianson *et al.* (2016) die

Notwendigkeit von weiteren Studien, die zusätzlich Effekte der Nutzpflanzen, der Nährstoffausbringung, der Bodeneigenschaften und des Drainagesystem-Designs auf P-Verluste berücksichtigen.

5.1.1 Bodeneigenschaften und präferenzielle Fließwege

Präferenzielle Fließwege und Drainageschächte, die den mit P angereicherten Oberboden mit dem Drainagesystem verbinden, scheinen zu den wichtigsten Faktoren zu gehören, die P-Verluste durch den Untergrund bestimmen. Generell kann gesagt werden, dass die P-Adsorptionskapazität in organischen und in Böden mit feiner Textur hoch und in Böden mit grober Textur tief ist (Daly *et al.*, 2001; Fox und Kamprath, 1970). Demzufolge würde man höhere P-Verluste in Böden mit grober Textur als in solchen mit feiner Textur erwarten. Es ist dabei jedoch zu beachten, dass präferentielle Fließwege in gut strukturierten Böden weit verbreitet sind (Flury *et al.*, 1994). Deshalb ist es nicht erstaunlich, dass Beauchemin *et al.* (1998) höhere P-Verluste in Böden mit einem hohen Tonanteil gemessen hatte als in Böden mit gröberer Textur. Dieses Resultat legt den Schluss nahe, dass präferentielle Fließwege unter Umständen für P-Verluste wichtiger sein können als die P-Bindungskapazität eines Bodens. Es gibt viele weitere Studien, die diese Hypothese bestätigen, da unerwartet hohe P-Verluste aus drainierten Böden gemessen wurden (Chapman *et al.*, 2001; Djodjic *et al.*, 1999; Eastman *et al.*, 2010; Laubel *et al.*, 1999; Paasonen-Kivekäs und Koivusalo, 2006; Van Es *et al.*, 2004). Beispielsweise wurde geschätzt, dass ungefähr die Hälfte der jährlich gelösten P-Menge auf einem drainierten Grasland über Makroporen verloren ging (Gächter *et al.*, 1998; Stamm *et al.*, 1998). Übereinstimmend damit vermuten Simard *et al.* (2000), dass "wenn der Boden P-Vorrat mit präferentiellen Fließwegen (entweder durch künstliche Schlitzdrainage oder natürliche Makroporen) in Verbindung kommt, kann permanentes Grasland anfällig für grosse P-Verluste sein" (übersetzt aus dem Englischen).

5.1.2 Art des Drainagesystems

Das Design der Drainage ist in der Regel dazu ausgelegt, die Produktion auf dem betreffenden Feld zu optimieren. Zwei der wichtigsten Eigenschaften des Drainagesystems sind die Installationstiefe im Boden und der Abstand zwischen den Rohren. Durch Erhöhen der Drainageintensität, d.h. durch Reduktion der Abstände, können erhöhte Wasserabflüsse erzielt werden (Hoover und Schwab, 1969).

Normalerweise werden in flachgründigen Drainagen höhere P-Konzentrationen gemessen als in tiefer gelegten (Culley und Bolton, 1983; Duxbury und Peverly, 1978; Hausherr *et al.*, 2006; Stamm *et al.*, 1998). Da aber bei den tiefer gelegten Drainagen mehr Wasser aus dem System herausgeführt wird, wird insgesamt doch häufig mehr P exportiert als bei flachgründigen Drainagen (King *et al.*, 2015; Schwab *et al.*, 1980).

5.1.3 Bodenphosphor, Düngemittel und Ausbringung

Generell sind hohe Konzentrationen an pflanzenverfügbarem P im Oberboden positiv mit der gelösten P-Konzentration im Drainagewasser verbunden (Maguire und Sims, 2002; Pote *et al.*, 1999).

Mehrere Studien weisen darauf hin, dass es eine Obergrenze an pflanzenverfügbarem P gibt, oberhalb derer sich die P-Konzentration im Drainagewasser um ein Vielfaches erhöht (Heckrath *et al.*, 1995; McDowell und Sharpley, 2001; Smith *et al.*, 1995). Die genaue Höhe der Grenze variiert jedoch zwischen den verschiedenen Studien und ist auch abhängig vom pflanzenverfügbaren P selbst. King *et al.* (2015) vermuten, dass die unterschiedlichen Grenzwerte von den Bodeneigenschaften abhängen. Sie erwarten tiefere Grenzwerte für Böden mit einem hohen Tongehalt, da dort präferentielle Flüsse eher eine Rolle spielen. In Bezug auf die Art des ausgebrachten P-Düngers sind sich die Literaturstudien einig, dass Verluste von organisch gebundenem P (z.B. aus Gülle) höher sind als Verluste von anorganisch gebundenem P (Delgado *et al.*, 2006; Eghball *et al.*, 1996; Macrae *et al.*, 2007; Nayak *et al.*, 2009; Zhao *et al.*, 2001). Erklärt wird dies durch die unterschiedlichen Bindungseigenschaften der P-Quellen. Einige Studien sehen den Grund in den schwächeren P-Bindungen und der dadurch erleichterten Ablösung des organischen P (Frossard *et al.*, 1989; Simard *et al.*, 1995), andere argumentieren, dass die Ausbringung von organischem P zu höheren BTP-Konzentrationen führt als die Düngung mit einer anorganischen P-Quelle (Kinley *et al.*, 2007; Nayak *et al.*, 2009). Zusätzlich wurde auch gezeigt, dass sich unterschiedliche organische Dünger sehr stark in der Menge an wasserextrahierbarem P unterscheiden, wobei Schweinegülle die höchsten Werte aufweist (Elliott *et al.*, 2002; Kleinman *et al.*, 2005; Sharpley und Moyer, 2000).

5.1.4 Bodenbearbeitung

Direktsaat oder reduzierte Bodenbearbeitung werden empfohlen, um Bodendegradation, Erosion und Verluste an partikulärem P von Ackerland zu reduzieren. Andererseits zeigten mehrere Feldstudien, dass P-Verluste durch Drainagesysteme unter der erwähnten konservierenden Bodenbearbeitung signifikant höher waren als in konventionell gepflügten Böden (Andreini und Steenhuis, 1990; Geohring *et al.*, 2001; Shipitalo und Gibbs, 2000; Zhao *et al.*, 2001). Die Resultate können durch zwei Prozesse erklärt werden: Wie vorher erwähnt können präferentielle Fließwege eine direkte Verbindung zwischen dem mit P angereicherten Oberboden und den Drainagesystemen darstellen. Die Pflugbearbeitung kann solche Kanäle unterbrechen. Zusätzlich wird die vertikale Schichtung von P im Boden, die durch die oberflächliche Düngung entsteht, durch Pflügen abgeschwächt und reduziert so die P-Abschwemmung. Die Effekte der Bodenbearbeitung wirken aber typischerweise nur über einen kurzen Zeitraum (Algoazany *et al.*, 2007; Djodjic *et al.*, 2002; Schelde *et al.*, 2006). Aus diesem Grund müssen die Vorteile der Direktsaat (Bodengesundheit, Reduktion von Erosion und reduzierte Verluste durch Oberflächenabfluss) gegen die kurzfristigen positiven Effekte der wendenden Bodenbearbeitung im Zusammenhang mit P-Verlusten abgewogen werden.

5.2 Stickstoff

Stickstoffverluste aus Landwirtschaftsböden können, abhängig von den verwendeten Düngemitteln und von Transformationsprozessen im Boden, in verschiedenen Formen vorkommen (Haynes, 1986; Heathwaite *et al.*, 1998). Hier unterscheiden wir Verluste von organischem N, von Nitrat (NO_3^-), von Ammonium (NH_4^+), gasförmigem Di-stickstoffoxid (N_2O) und Ammoniak (NH_3), als die am meisten verbreiteten und wichtigsten Formen.

NH_4^+ und organische Stickstoffformen gehen generell starke Bindungen mit Bodenpartikeln ein. Aus diesem Grund sind die Konzentrationen im Drainagewasser in der Regel tiefer als die Konzentrationen, die im Oberflächenabfluss gemessen werden, da sie von der Bodenmatrix zurückgehalten werden (Haynes, 1986; Skaggs *et al.*, 1994). NO_3^- -Flüsse verhalten sich anders. Verluste durch unterirdische Abflüsse sind vergleichsweise hoch, da die Bindungen an Bodenpartikel schwach sind und die bessere Durchlüftung in drainierten Böden zusätzlich zu einer Mineralisierung des NO_3^- führt. Hohe NO_3^- -Verluste durch unterirdische Drainagen sind in der Literatur gut dokumentiert und werden hauptsächlich damit begründet, dass Drainagen über gesenkte Wasserspiegel die Mineralisationsraten erhöhen und die Denitrifikation reduzieren (Blann *et al.*, 2009; Grigg *et al.*, 2003; Hirt *et al.*, 2005; Kladivko *et al.*, 2004; Lennartz *et al.*, 2011; Rossi *et al.*, 1991; Seuna und Kauppi, 1981; Skaggs *et al.*, 1994; Williams *et al.*, 2015).

Vor allem für das mobile NO_3^- sind präferentielle Fließwege im Boden unter drainierten Bedingungen sehr wichtig (Kohler, 2004). Anoxische Zonen mit höherem Denitrifikationspotential im Boden können so sehr schnell umgangen werden und NO_3^- -Verluste durch die Drainagerohre werden erhöht (Blann *et al.*, 2009). Die Wichtigkeit unterirdischer Drainage auf NO_3^- -Verluste wurde in einem Feldexperiment, das unterschiedliche Drainageintensitäten miteinander vergleicht, gut illustriert. Mit zunehmender Drainageintensität (Drainagetiefe und -rohrabstand) wurden in einer Messkampagne über 15 Jahre in Indiana, USA, zunehmende NO_3^- -Verluste gemessen (Kladivko *et al.*, 2004; Skaggs *et al.*, 2005). Dokumentiert ist ebenfalls, dass mittels kontrollierter Drainage mit verstellbaren Wasserspiegeln signifikant weniger NO_3^- in den Drainageausflüssen ankommt als mit konventioneller Drainage (Lalonde *et al.*, 1995). Es gibt jedoch auch Ausnahmen, z.B. wurden in einer Studie in der Nähe von Baton Rouge, LA, USA, in einer 6-jährigen Studie auf einem tonigen Lehmboden tiefere N-Verluste unter drainierten Bedingungen gemessen als unter nicht drainierten Bedingungen (Bengtson *et al.*, 1988).

5.2.1 Einflüsse von Standorteigenschaften

Die totalen Mengen an N, die unter drainierten Bedingungen exportiert werden, hängen von den Bodeneigenschaften ab. Ein Beispiel dafür zeigt eine Meta-Analyse mit 31 Studien aus dem mittleren Westen der USA, bei der signifikant höhere Verluste aus tonigen Lehmböden gemessen wurden als aus schluffigen Lehmböden (Zhao *et al.*, 2016). Die Autoren begründen das Resultat wiederum hauptsächlich mit der intensiveren Drainage, die auf tonigen Böden für eine effektive Entwässerung benötigt wird. Ebenfalls haben

die Menge und die Intensität der Niederschläge einen starken Einfluss auf die N-Mobilität im Boden. In der oben erwähnten Meta-Analyse wurden exponentiell zunehmende N-Verluste mit zunehmendem jährlichen Niederschlag beobachtet (Zhao *et al.*, 2016). Direkt nach Niederschlagsereignissen werden jedoch tendenziell tiefere NO_3^- -Konzentrationen im Drainagewasser gemessen, da das Regenwasser etwa 10mal weniger NO_3^- als Grundwasser enthält und nur geringe Mengen an NO_3^- im Oberboden gespeichert sind. Später, wenn ein grösserer Teil des drainierten Wassers aus Grundwasserquellen kommt, werden in der Regel die höchsten NO_3^- -Flüsse gemessen (Gächter *et al.*, 2004). Für NO_3^- -Verluste aus drainierten Böden spielen auch die angebaute Ackerkultur und das Anbausystem eine wichtige Rolle. Beispielsweise wurden beim Getreideanbau, beim Anbau mehrjähriger Kulturen wie Alfalfa oder auf Weideland viel tiefere Konzentrationen gemessen als bei Mais, Sojabohnen oder generell bei Kulturen mit einer kurzen Wachstumsphase (Blann *et al.*, 2009; Ernstsen *et al.*, 2015). Die höchsten Verluste werden demzufolge in den Wintermonaten wegen des häufig unbedeckten Bodens gemessen (Kladivko *et al.*, 2004).

5.2.2 Organische im Vergleich zu mineralischen Böden

Auf Böden mit einem hohen Gehalt an organischem Material liegt ein viel grösserer Teil des gespeicherten N in organischer Form vor als in mineralischen Böden und stellt einen grossen Vorrat an mineralisierbarem N dar (Schmied, 2001). Die Rate, die schlussendlich mineralisiert wird, wird zu einem grossen Teil von der Höhe des Wasserspiegels bestimmt, da die Durchlüftung des Bodens erhöht wird (Hacin *et al.*, 2001; Martin *et al.*, 1997; Olde Venterink *et al.*, 2002; Tiemeyer *et al.*, 2007). Dies erklärt, warum das Risiko von N-Verlusten durch Drainage auf organischen Böden besonders hoch ist und kann die zum Teil sehr hohen N-Konzentrationen im Drainagewasser von organischen Böden erklären (Holden *et al.*, 2004; Kohler, 2004; Menberu *et al.*, 2017; Tiemeyer *et al.*, 2007). Schmied und Kohler (1999) zogen aber aus einer Studie auf einem drainierten Boden mit hohem Gehalt an organischem Material im Schweizer Furttal den Schluss, dass die N-Verluste durch die Drainagen nur 3% der totalen N-Verluste aus dem Feld ausmachten, da die N-Aufnahme durch die Pflanzen sehr effizient war. Da jedoch die hohe Mineralisierungsrate ein relevanter Prozess für die Nachlieferung von mobilem N darstellte, empfehlen sie dennoch, diesen Prozess bei der Berechnung der N-Düngung mit einzubeziehen. Ein Grund wieso jedoch nach Absenkung des Wasserspiegels nicht immer erhöhte N-Verluste aus organischen Böden gemessen werden, kann eine Einschränkung der mikrobiellen Aktivität aufgrund von nicht optimalen Temperaturbedingungen, vom Boden-pH oder vom Nährstoffgehalt des Bodens sein (Holden *et al.*, 2004).

Die Renaturierung eines drainierten Moores kann zu N-Reduktionen im Ausfluss führen, wenn das Nitrifikationspotential durch erhöhte Wasserspiegel reduziert wird (Menberu *et al.*, 2017; Woltermade, 2000). Oft unterliegen die Wasserspiegel aber grossen Schwankungen und somit wird die Mineralisierung fortgesetzt und keine Reduktion wird beobachtet (Olde Venterink *et al.*, 2002; Tiemeyer *et al.*, 2006). Weitere Gründe können externe N-Einträge sein. Viele Studien zeigten, dass die Denitrifikationsraten in der Regel geringer sind als die Mineralisationsrate (Aerts *et al.*, 1999; Verhoeven *et al.*, 2001). Daraus kann geschlossen werden, dass die erhöhten N-Verluste unter drainierten Bedingungen durch erhöhte Mineralisation und nicht durch reduzierte Denitrifikation erklärt werden können (Olde Venterink *et al.*, 2002).

5.2.3 Gasförmige Stickstoffverluste

Die Wirkung künstlicher Drainagen auf N_2O -Verluste sind sehr komplex und noch nicht im Detail bekannt. Unter aeroben Bedingungen im Boden mit einem wassergefüllten Porenanteil von 35 – 60% kann es zu N_2O -Verlusten während der autotrophen Nitrifikation kommen. Oberhalb eines wassergefüllten Porenbereichs von 70% sind N_2O -Emissionen durch Denitrifikationsprozesse dominant. Im Allgemeinen kann aber davon ausgegangen werden, dass sich N_2O -Emissionen mit zunehmend wassergefülltem Porenraum und somit zunehmendem Denitrifikationspotential erhöhen (Bateman und Baggs, 2005; Smith *et al.*, 2003). Ob die Denitrifikation in einem spezifischen Fall aber komplett abläuft und NO_3^- zu N_2 reduziert wird oder ob N_2O emittiert wird, hängt direkt von der Bodenstruktur ab. Das bedeutet in der Praxis, dass komplett poren-gesättigte Böden nicht unbedingt höhere Emissionen verursachen als drainierte Böden, wenn diese immer noch einen relativ hoch wassergesättigten Porenraum aufweisen (Smith *et al.*, 2003). So kann allenfalls erklärt werden, wieso in einigen Studien unter gut drainierten Bedingungen höhere Emissionen gemessen

wurden als unter schlecht drainierten (Jungkunst *et al.*, 2006) und in anderen Studien das Gegenteil (Grossel *et al.*, 2016) oder kein Effekt (Nash *et al.*, 2015) festgestellt wurde. Saisonale Effekte können die N₂O-Emissionen durch Schwankungen im wassergefüllten Porenraum auch signifikant beeinflussen. Beispielsweise wurde beobachtet, dass N₂O-Emissionen im Frühling auf gut drainierten sandigen Böden höher waren und im Herbst auf tonigen, nicht gut drainierten Böden (Skiba und Ball, 2002). Eine weitere Studie, die Einflüsse von Drainagen auf N₂O-Emissionen in Maisfeldern untersuchte, fand während Perioden mit sehr viel Niederschlag tiefere Emissionswerte unter drainierten Bedingungen, in trockeneren Perioden wurde jedoch kein Unterschied beobachtet (Fernández *et al.*, 2016).

Von intakten Moorböden werden in der Regel tiefe N₂O-Emissionen erwartet, da Nitrifikationsraten tief sind und Denitrifikationsprozesse meistens komplett ablaufen (Nykänen *et al.*, 1995; Regina *et al.*, 1999; Smith *et al.*, 2003). N₂O-Emissionen auf drainierten Torfböden mit immer noch limitierter Sauerstoffverfügbarkeit können indes sehr relevant sein, wie oben allgemein diskutiert (Leppelt *et al.*, 2014; Smith *et al.*, 2003). Eine weitere Literaturstudie mit Daten aus Finnland, den Niederlanden und Schweden, die N₂O-Emissionen von drainierten organischen Böden mit Getreideanbau oder Grasland mit nicht drainierten Böden verglich, zeigte, dass die Emissionen unter nicht drainierten Bedingungen vernachlässigbar waren und die höchsten Emissionen in der Getreideproduktion gemessen wurden (Kasimir-Klemedtsson *et al.*, 1997). NH₃-Verluste sind hauptsächlich auf kalkigen Böden mit hohem pH-Wert relevant. Neutrale und saure Böden weisen normalerweise nur direkt nach der Düngemittelausbringung in Form von Urea oder Gülle hohe Ammoniakverluste auf (Cameron *et al.*, 2013).

5.3 Pflanzenschutzmittel

In allen uns bekannten Studien wurden die grössten Verluste von Pflanzenschutzmitteln (PSM) aus unterirdisch drainierten Landwirtschaftsböden mit dem ersten Niederschlagsereignis nach der Ausbringung gemessen. Diese Spitzenkonzentrationen sind für die ökotoxikologische Evaluation sehr wichtig, da solche kurzfristig erhöhten Konzentrationen ein Risiko für verschiedene Tierarten darstellen können (Wettstein *et al.*, 2016). Der Massenanteil der angewandten Produkte, die schlussendlich aus den Feldern verloren gingen und die Höhe der Spitzenkonzentrationen hing hingegen stark von den Standorteigenschaften, wie beispielsweise dem Anschluss an Oberflächengewässer (Frey *et al.*, 2009) und den Eigenschaften der Substanzen, wie der Bindungskapazität, der Abbaubarkeit oder der Flüchtigkeit ab (Brown und van Beinum, 2009; Gomides Freitas *et al.*, 2008; Kladviko *et al.*, 2001; Leu *et al.*, 2004a, b; Wettstein *et al.*, 2016).

5.3.1 Oberflächenabfluss, Erosion und Drainagefluss

Die wichtigsten Wege für PSM-Verluste aus dem Boden sind neben der Aufnahme durch Pflanzen und Verflüchtigung der Oberflächenabfluss, Bodenerosion sowie unterirdischer Abfluss (Reichenberger *et al.*, 2007). Die PSM, die im Oberflächenabfluss gemessen wurden, sind generell höher als die, die im Drainagewasser gemessen wurden, da beim Oberflächenabfluss kaum Sorption möglich ist (Evans *et al.*, 1995; Flury, 1996; Kladviko *et al.*, 2001). Schwab *et al.* (1985) beispielsweise fanden tiefere Verluste von Atrazin, Dicamba, Aldrin und Dieldrin von unterirdisch entwässerten Tonböden verglichen mit nur oberflächlich drainierten Böden in einer 3-Jahresstudie in Sandusky, Ohio, USA. Vergleichbare Resultate wurden für Atrazin, Trifluralin und Metolachlor in zwei Studien im Mississippi-Flussbett in den USA gefunden (Bengtson *et al.*, 1990; Southwick *et al.*, 1997). Weiter wurden auch in einer Studie mit Isoproturon, Mecoprop, Fonofos und Trifluralin auf einem tonigen Lehmboden in Cockle Park, Northumberland, England (Brown *et al.*, 1995) geringere Verluste unter drainierten Bedingungen beobachtet. Unter gewissen Bedingungen können aber Spitzenkonzentrationen im Drainagewasser gleich hoch sein wie im Oberflächenabfluss. So fanden z.B. Riise *et al.* (2004) in einer Fallstudie, in der zwei unterschiedliche PSM mit unterschiedlichen Mobilitätseigenschaften auf drei Feldern in Norwegen mit unterschiedlichen Standorteigenschaften angewandt wurden, für die mobilere Substanz Bentazon vergleichbare Spitzenkonzentrationen im Oberflächenabfluss und im Drainagewasser.

Unter den Verlusten an der Bodenoberfläche ist der Wasserabfluss generell der relevantere Prozess als Verluste durch Erosion, da das erodierte Bodenmaterial volumenmässig viel weniger ausmacht als das

Wasservolumen, das dem Feld über Oberflächenabfluss entzogen wird. Die einzige Ausnahme sind sehr stark sorbierende Stoffe und auch für diese gilt dies nur an Standorten, die stark von Erosion betroffen sind (Reichenberger *et al.*, 2007; Riise *et al.*, 2004).

Ähnlich wie für P ist der Verlust über unterirdischen Fluss, mindestens für die stark sorbierenden PSM, hauptsächlich in den Fällen relevant, in denen präferentielle Fließwege oder Einträge in die Drainagen via Drainageschächte oder Strassenentwässerungen eine Rolle spielen (Doppler *et al.*, 2012; Gomides Freitas *et al.*, 2008; Reichenberger *et al.*, 2007; Riise *et al.*, 2004; Sandin *et al.*, 2018; Ulén *et al.*, 2014). Präferentielle Flüsse spielen vor allem während grossen Regenereignissen eine Rolle (Stone und Wilson, 2006). In diesem Zusammenhang wurde beobachtet, dass stark sorbierende Substanzen zur gleichen Zeit im Drainageausfluss ankamen, wie schwach sorbierende. Dies ist ein Hinweis darauf, dass präferentieller Fluss eine wichtige Rolle spielte (Flury, 1996). In einer weiteren Studie aus der Schweiz, in der zusätzlich zu neutralen Stoffen auch die saure Substanz Sulcotrion verwendet wurde, wurden in zwei verschiedenen Einzugsgebieten ebenfalls ähnlich hohe Verluste der sehr unterschiedlichen Substanzen gemessen (Gomides Freitas *et al.*, 2008). Die Wichtigkeit von präferentiellem Fluss im Zusammenhang mit PSM-Verlusten wird auch in der Arbeit von Wettstein *et al.* (2016) betont, die Verluste von 5 verschiedenen PSM (plus zwei Metaboliten) aus Samenbehandlungen und Sprayanwendungen in einem drainierten Feld gemessen haben. Wie zu erwarten, fanden sie die höchsten Konzentrationen aller Substanzen im Ausfluss während des ersten Niederschlagsereignisses nach der Anwendung. Die absolute Menge nahm jedoch mit zunehmendem Grad der Abbaubarkeit und Bindungskapazität der Substanzen ab. In einer weiteren Studie im Schweizer Mittelland konnte ebenfalls gezeigt werden, dass der Einfluss von Drainageschächten das unterschiedliche Mobilitätsverhalten verschiedener Substanzen abschwächen kann. Die Substanzeigenschaften waren aber wichtig für den Makroporenfluss und es wurden höhere Konzentrationen der schwach sorbierenden Stoffe im Drainagewasser gemessen (Doppler *et al.*, 2012). Eine Zunahme der PSM-Verluste mit abnehmendem Sorptionskoeffizienten wurde auch in einer Studie aus Indiana, USA, beobachtet, wobei aber alle Stoffe den Ausfluss zur gleichen Zeit erreichten (Kladivko *et al.*, 1991). Eine mögliche Erklärung für die zum Teil widersprüchlichen Resultate sind vermutlich Unterschiede in den präferentiellen Fließwegen zwischen den Standorten.

Ein weiterer wichtiger Prozess, der zu PSM-Verlusten in die Drainagen führen kann, ist die Auswaschung, d.h. ein vertikaler Transport durch die Bodenmatrix im Bodenprofil. Dieser Fluss ist nicht direkt von starken Regenereignissen abhängig und findet kontinuierlich statt (Reichenberger *et al.*, 2007).

5.3.2 Einflüsse von Ausbringungszeitpunkt und Standorteigenschaften

Der relative Beitrag von Oberflächen- und unterirdischem Abfluss für PSM-Verluste hängt stark von verschiedenen Standorteigenschaften und Faktoren ab, die im Folgenden anhand einiger Fallbeispiele mehr im Detail beschrieben werden.

Ein wichtiger Faktor, der oben schon erwähnt wurde, ist der Zeitpunkt der PSM-Anwendung, da nach dem ersten Regenereignis immer die höchsten Konzentrationen im Ausfluss gemessen wurden. Je grösser das Zeitintervall zwischen Anwendung und erstem Regenfall, desto geringer sind die im Ausfluss gemessenen Konzentrationen (Brown und van Beinum, 2009; Kladivko *et al.*, 2001; Leu *et al.*, 2004a; Riise *et al.*, 2004). Generell scheint auch die jährliche Niederschlagsmenge und die Vorsättigung des Bodens bei der Anwendung eine Rolle zu spielen, da hohe Exportraten von PSM an feuchten Standorten mit direktem Anschluss an Oberflächengewässer durch Oberflächenabfluss oder präferentielle Flüsse in Drainagerohre beobachtet wurden (Leu *et al.*, 2004b; Stamm und Singer, 2004). Eine Studie aus Frankreich zeigte auch, dass die Vorsättigung eines hydromorphen schluffigen Tonbodens zur Zeit der PSM Anwendung ein relevanter Faktor für Verluste diverser PSM in Drainagesysteme war (Marks-Perreau *et al.*, 2013).

Eine Standorteigenschaft mit grossem Einfluss auf PSM-Verluste ist die Topographie. Eine Fallstudie, die die Auswaschung von drei gleichzeitig ausgebrachten, unterschiedlichen neutralen Herbiziden (Atrazin, Dimethanamid und Metolachlor) von 13 Maisfeldern auf einem schlecht entwässernden Gley-Boden und auf einer gut entwässernden Braunerde in der Schweiz untersuchte, zeigte, dass der Einfluss der Substanzen verglichen mit dem Einfluss der unterschiedlichen Felder gering war. Zwischen den Feldern traten Unterschiede in Herbizidverlusten von bis zu einem Faktor 56 auf. Aus diesem Grund kamen die Autoren zum

Schluss, dass die Schlüsselfaktoren, die Herbizidverluste von Landwirtschaftsfeldern verursachen, die Topographie, die Durchlässigkeit des Bodens und die Lokalisierung des Drainagesystems im Boden sind, wobei die Topographie als am relevantesten beurteilt wurde (Leu *et al.*, 2004a, b).

Wie auch von Leu *et al.* (2004b) diskutiert, sind die Bodeneigenschaften ein weiteres relevantes Merkmal zur Beurteilung der PSM-Mobilität im Boden. Unter anderem spielt die Menge an organischem Material eine Rolle. Ein hoher Gehalt an organischem Material erhöht grundsätzlich die Sorptionskapazität im Boden und deshalb können bei Böden mit viel organischem Material reduzierte Verluste von stark sorbierenden Substanzen ins Drainagewasser erwartet werden (Vereecken, 2005). Tatsächlich wurden in einer Studie in Norwegen geringere Verluste auf einem Boden mit einem hohen organischen Anteil beobachtet als auf einem mit einem tieferen Anteil. Die Böden unterschieden sich jedoch auch in anderen Eigenschaften wie der Aggregatstabilität und der Porosität, weshalb der Effekt des organischen Materials nicht eindeutig nachgewiesen werden konnte (Riise *et al.*, 2004). Ebenfalls wurde beobachtet, dass Substanzen, die hohe Sorptionskoeffizienten zu organischem Material haben, ein geringeres Risiko zur Auswaschung aus organischen Böden aufweisen (Jones *et al.*, 2000). Andererseits kann gelöstes organisches Material auch mit PSM um Sorptionsplätze konkurrieren, was dann die Auswaschung erhöhen kann. In einem Batch-Experiment auf einem sandigen Boden wurde dieser Effekt mit Glyphosat gezeigt (Gerritse *et al.*, 1996). Auf tonigen Böden wurde die Rissbildung im Boden für PSM als wichtiger Prozess identifiziert. In einer schwedischen Studie auf einem küstennahen tonigen Boden wurden Verluste durch Risse im Boden als wichtiger eingestuft als die Eigenschaften der Substanzen (Ulén *et al.*, 2014). Eine weitere Studie aus Schweden, die kürzlich publiziert wurde, bestätigt diese Resultate insofern, als dass signifikant höhere PSM-Konzentrationen in den Flüssen eines Einzugsgebietes mit mehrheitlich tonigen Böden gemessen wurde, als in einem Einzugsgebiet, in dem grob sandige Böden verbreitet sind (Sandin *et al.*, 2018).

Der Einfluss des Managements auf PSM-Verluste wird in einigen Studien ebenfalls hervorgehoben. Mehrere Studien erwähnen, dass Pflugbearbeitung PSM-Verluste reduzieren kann, da damit Makroporenflüsse unterbrochen werden (Isensee *et al.*, 1990; Kladviko *et al.*, 2001; Larsbo *et al.*, 2009; Schwab *et al.*, 1985).

Wie für die Wasserflüsse hat die Art der Drainageinstallation auch einen Einfluss auf die PSM-Verluste. Eine höhere Drainageintensität (5m Abstand verglichen mit 20m Abstand zwischen den Rohren) führte deshalb in einer Studie aus Indiana, USA zu höheren PSM-Verlusten (Kladviko *et al.*, 1991).

Brown und van Beinum (2009) verglichen in einem Review-Artikel PSM-Verluste von 23 Feldstudien aus Europa mit unterirdischen Drainagesystemen und insgesamt 39 unterschiedlichen Substanzen. Sie beobachteten durchschnittliche saisonale Verluste von «nicht detektierbar» bis zu 10.6% (97 Beobachtungen). Diese Werte sind vergleichbar mit den saisonalen Verlusten, die Kladviko *et al.* (2001) in einer Literaturstudie mit 30 Untersuchungen aus Nordamerika beobachtet haben. Braun und van Beinum (2009) nutzten auch einen Ansatz mit multipler linearer Regression, um die maximalen Konzentrationen im Drainageausfluss zu modellieren und fanden eine starke Korrelation zu folgenden Faktoren: Intervall zwischen Produktapplikation und erstem Niederschlag, Stärke der PSM-Sorption, Tongehalt im Boden und Halbwertszeit der PSM im Boden. In Übereinstimmung mit den oben diskutierten Faktoren zeigte das Modell für die totalen saisonalen Verluste die Wichtigkeit der Wirkstoffcharakteristika, des prozentualen Anteils der Produktmenge, der nach dem ersten Drainageereignis noch im Boden zurückbleibt, des Tongehalts des Bodens und des Abstandes zwischen den Drainagerohren. Obwohl die prozentualen Anteile der Produkte, die schlussendlich durch die Drainagen verloren gingen, in mehr als 80% der Beobachtungen unter 1% lagen, ist es möglich, dass Konzentrationen von diversen PSM in Flüssen nahe von Feldern mit intensiver Landwirtschaft ökotoxische Wirkungen aufweisen (Brown und van Beinum, 2009). So wurden beispielsweise in verschiedenen Oberflächengewässern in der Schweiz Werte gemessen, welche die chronischen ökotoxikologischen Qualitätskriterien überschritten (Langer und Junghans, 2017; Ochsenbein, 2007; Wittmer *et al.*, 2014). Die Drainagesysteme stellen einen möglichen Eintragspfad dar.

5.3.3 Abschätzung des Drainageeintrags für die Zulassung von PSM in der Schweiz

Vorgehen zur Expositionsrechnung des Drainageeintrags

In der ökotoxikologischen Risikobeurteilung für die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln wird zurzeit für die Abschätzung des Eintrags von PSM in Oberflächengewässer der Drainageeintrag mit dem Modell EXPOSIT 3.01 (UBA, 2015) berechnet. Dieses Modell wurde für das nationale Zulassungsverfahren in Deutschland entwickelt. Nachdem in der Schweiz von Agroscope und BLW ein Workshop über „Aquatische Expositionsszenarien in der Zulassung von PSM – Internationale Entwicklung und Optionen für die Schweiz“ in 2009 gehalten wurde, wurde vereinbart, das Modell EXPOSIT in der Schweiz zu verwenden (Version 3.01 seit Februar 2013).

Das Modell berechnet den Eintrag vom Feld ins Oberflächengewässer via Drainage in Abhängigkeit des Koc-Wertes (Verteilungskoeffizient zwischen organischem Kohlenstoff und Wasser) des Wirkstoffes, wobei jedoch nur zwei Klassen definiert sind: Koc <500 oder Koc >>500. Für stark sorbierende Wirkstoffe (Koc >>500) ergeben die Berechnungen 20x tiefere Konzentrationen als für schwach sorbierende Wirkstoffe (Koc <500; Tabelle 4). Da für die Zulassung von PSM mindestens in vier verschiedenen Böden Koc-Bestimmungen durchgeführt werden müssen, wird das geometrische Mittel für die Einteilung in die Koc-Klasse verwendet. Bei Mehrfachapplikationen wird angenommen, dass das Drainageereignis drei Tage nach Erreichen der maximalen Konzentration im Boden auftritt. Diese maximale Konzentration im Boden wird bestimmt durch die Aufwandmenge, Anzahl Applikationen, Intervall zwischen Applikationen, Bodendeckungsgrad und Abbaurate. Des Weiteren unterscheidet das Modell bezüglich Applikationszeitpunkt, wobei im Frühling/Sommer (1. April bis 31. Oktober) der Drainageeintrag 10 mal tiefer ist als im Herbst/Winter (1. November bis 31. März). Die Anwendung von PSM ist zwischen dem 1. November und 15. Februar in der Schweiz verboten. Somit können Anwendungen zwischen dem 15. Februar und 31. März in das Winter-Szenario fallen. Der Anteil an PSM im Boden, der laut Modell bei einem Regenereignis über Drainagen ins Gewässer gelangt, ist in Tabelle 3 angegeben.

Für Wirkstoffe, die in Feldversuchen innerhalb eines Jahres zu weniger als 90% abgebaut werden (Disappearance time DT90 > 365 Tage) wird die Akkumulation im Boden bei mehrjähriger Anwendung berechnet und für die Risikobeurteilung von Bodenorganismen verwendet. Die Akkumulation im Boden dürfte auch für den Eintrag in Gewässer via Drainagen eine gewisse Bedeutung haben, wird bisher jedoch nicht berücksichtigt, da andere Faktoren, wie z.B. die mit der Zeit zunehmende Sorption der Stoffe (Wauchope *et al.*, 2002) ihrer Verlagerung in tiefere Bodenschichten entgegen wirkt.

Tabelle 3: Prozentualer Austrag aus dem Boden über Drainagen ins Gewässer.

	Frühling / Sommer (1. April – 31. Oktober)	Herbst / Winter (1. November – 31. März)
Koc >> 500	0.00125%	0.0125%
Koc < 500	0.025%	0.25%

Ein Berechnungsbeispiel: Über die Drainagen gelangen die PSM beispielsweise in ein Gewässer, das 30 cm tief und 1 m breit ist und das parallel zur behandelten quadratischen Fläche von 1 ha leicht fließt (Verdünnung Faktor 2). Der Graben hat ein Volumen von 30 m³. Bei einem Regenereignis von 20 mm innerhalb von 24 h (davon 9 mm als Starkregen innerhalb von 15 min) kommt es zu einem Drainageeintrag, wobei 5 respektive 50% des Regenwassers als Drainageabfluss in das Gewässer gelangen. Im Herbst/Winter ist die angenommene Verdünnung also grösser, sodass die resultierenden geschätzten PSM-Einträge zwar um den Faktor 10, die Konzentrationen aber nur um den Faktor 3 höher sind als im Frühling/Sommer (Tabelle 4).

Tabelle 4: Erhöhtes Verhältnis der Konzentrationen im Gewässer je nach Szenario und Koc.

	Frühling / Sommer (1. April – 31. Oktober)	Herbst / Winter (1. November – 31. März)
Koc >> 500		→ Faktor 3
Koc < 500	↓ Faktor 20	

Somit kann gemäss EXPOSIT vor allem ein Einsatz von mässig abbaubaren, mobilen PSM ($K_{oc} < 500$; Halbwertszeit (DT_{50}) > 21 d) mit einem hohen, drainagebedingten Kontaminationsrisiko verbunden sein. Für schnell abbaubare und stark in der Bodenmatrix festgelegte Wirkstoffe ist dieses Risiko dagegen vergleichsweise gering (UBA, 2001).

Die Drainageausträge, die in EXPOSIT hinterlegt sind, wurden aus Feldversuchen hergeleitet (UBA, 1996). In den Feldversuchen wurden sowohl Matrix- als auch Makroporenfluss erfasst, wobei es keine genauen Untersuchungen zu den einzelnen Eintragspfaden gibt. Gemäss Beschreibung des Modells treten starke Drainageflüsse vor allem bei Wassersättigung des Bodens im Herbst, Winter und zeitigem Frühjahr auf. Der präferentielle Fluss ist somit insbesondere auf bindigen Böden bei Herbstanwendung und im zeitigen Frühjahr zu erwarten. Mit höherer mikrobieller Aktivität der Böden, geringeren Niederschlägen sowie stärkerer Evapotranspiration in der Vegetationsperiode nimmt hingegen der Makroporenfluss ab, so dass Applikationen im späteren Frühjahr und Sommer für eine mögliche PSM-Belastung von Oberflächengewässern als wesentlich unkritischer anzusehen sind als solche im Herbst oder zeitigem Frühjahr (UBA, 2001). Somit gestattet EXPOSIT, das Risiko des Eintrags von Wirkstoffen in Oberflächen- und Grundwasser unter realistischen Bedingungen mit hinreichender Genauigkeit abzuschätzen und zu bewerten sowie die Ableitung von Regulierungsmaßnahmen (d.h. Anwendungsbestimmungen) abzuleiten (UBA, 2001). Gemäss UBA sind die in EXPOSIT hinterlegten Werte für Deutschland nicht realitätsfern, jedoch gibt es keine Daten im Nachgang zu EXPOSIT, die die Realität der berechneten Konzentration (PEC_{dn}) statistisch belegen.

Risikobeurteilung von Drainageeinträgen

In der ökotoxikologischen Risikobeurteilung wird die berechnete Konzentration (PEC) ins Verhältnis zur regulatorisch akzeptablen Konzentration (RAC) gesetzt. Ist $RAC > PEC_{dn}$, so wird davon ausgegangen, dass keine unakzeptablen Risiken auftreten. Falls jedoch $PEC_{dn} > RAC$ wird der benötigte Risikoreduktionsfaktor (RRF) berechnet, um den der Eintrag via Drainage reduziert werden muss, damit keine unakzeptablen Risiken auftreten.

In Deutschland werden basierend auf EXPOSIT 3.01 Auflagen verfügt. Es gibt die Auflage „Keine Anwendung auf drainierten Flächen“ bzw. „Keine Anwendung auf drainierten Flächen zwischen dem 01. November und dem 15. März.“ Die Auflage kann sowohl zur Minimierung des Risikos für aquatische Organismen oder zum Schutz des Grundwassers über den Pfad Drainage ins Oberflächengewässer mit anschließender Uferfiltration festgesetzt werden.

Der Adsorptionskoeffizient beeinflusst demnach die Höhe des Austrags via Drainage, jedoch nicht den Zeitpunkt. Des Weiteren wird im Modell für den Drainageeintrag nicht unterschieden zwischen einer gelösten und einer partikulär gebundenen Fraktion. Die Frage, welche Fraktion von Gewässerorganismen aufgenommen wird und zu toxischen Effekten führen kann, wurde in einem Review (Knauer *et al.*, 2010) untersucht. Es wurde gezeigt, dass nicht davon ausgegangen werden kann, dass nur der gelöste Anteil für Wasserorganismen bioverfügbar ist. Die Qualität, Herkunft und Konzentration der Partikel haben einen wichtigen Einfluss auf die Bioverfügbarkeit und eine Reduktion der Toxizität durch Adsorption konnte nur bei Pyrethroiden ($\log K_{ow} > 5$) für aquatische Invertebraten festgestellt werden. Lediglich für die Risikobeurteilung von Wasserpflanzen kann davon ausgegangen werden, dass nur der gelöste Anteil bioverfügbar ist. Für Fische und aquatische Invertebraten wird jedoch primär davon ausgegangen, dass sowohl der gelöste als auch der partikulär gebundene Anteil bioverfügbar ist, da die Aufnahme von Partikeln über die Kiemen oder durch Filtration nicht ausgeschlossen werden kann. Der K_{oc} wird daher nicht als geeigneter Prädiktor der Bioverfügbarkeit in der Risikobeurteilung für natürliche Gewässer betrachtet.

Forschungsfragen

Seit 2017 werden PSM im Monitoringprogramm des Nationalen Bodenmonitorings NABO gemessen, da erste Untersuchungen gezeigt haben dass persistente Wirkstoffe auch nach Jahren im Boden nachweisbar sind (Gubler *et al.*, 2018). Nicht nur die Konzentration im Boden, sondern auch die Mobilität des Wirkstoffs im Boden beeinflusst die Grösse des Austrags ins Gewässer.

Die Unterscheidung in die zwei Koc-Klassen und zwei Applikationsfenster ist eine recht starke Vereinfachung und kann grundsätzlich in Frage gestellt werden. Zum einen, weil der Applikationszeitpunkt je nach klimatischen Bedingungen von Jahr zu Jahr unterschiedlich sein kann; zum anderen ist es fraglich, ob der Drainageeintrag im Sommer in der Tat 10 mal tiefer ist als im Herbst, da Sommergewitter in der Schweiz häufig auftreten und zu sehr grossen Eintragungsspitzen führen können. Messungen von Cu- und Zn-Komplexen aus Pflanzenschutzmitteln in Drainagerohren unter einem Kartoffelfeld zeigten dass zwar die Basiskonzentration im Winter höher war als im Sommer, jedoch wurden deutlich höhere kurzfristige Konzentrationen im Sommer auf Grund von Makroporenttransport gemessen (Aldrich *et al.*, 2002). Zu untersuchen ist, wie rasch sich der Eintrag aus dem Drainagerohr im Gewässer vermischt und wie stark er verdünnt wird.

Nicht nur konstante hohe Konzentrationen, sondern auch kurzfristige Konzentrationsspitzen können toxikologische Effekte auf Organismen verursachen. Der Effekt von wiederholten kurzfristigen Konzentrationsspitzen auf Organismen wurde für Fische, Algen und Invertebraten untersucht. Auch können Effekte nach einer kurzfristigen Exposition erst nach Tagen oder Wochen auftreten (Beketov und Liess, 2008; Liess *et al.*, 2006; Schulz und Liess, 2000). Diese Form der Exposition wird in den standardisierten ökotoxikologischen Tests nicht simuliert, was als Defizit bemängelt wurde. Daher beschäftigte sich 2007 ein Workshop mit dem Thema „Linking Aquatic Exposure and Effects in the Registration Procedure of Plant Protection Products“ (Brock *et al.*, 2010). Die Dauer der Exposition und die Zeit zwischen zwei Konzentrationsspitzen beeinflussen die Grösse des Effekts und die Erholung der Organismen (Duquesne *et al.*, 2006; Vallotton *et al.*, 2008).

Aus regulatorischer Sicht ergeben sich daher folgende Fragen bzgl. Drainageeinträgen von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer:

a) Gültigkeit des Modells EXPOSIT 3.01 für Schweizer Verhältnisse

- Liefert das Modell EXPOSIT 3.01 realistische worst-case Konzentrationen für Drainageeinträge aus drainierten Flächen in der Schweiz? Unterscheiden sich die Verhältnisse in der Schweiz zu Deutschland?
- Wie unterscheiden sich Drainageeinträge und daraus resultierende Konzentrationen in Oberflächengewässern in Bezug auf ihre ökotoxikologischen Effekte saisonal und regional?
- Welche Bedeutung haben Drainageeinträge in Bezug auf unakzeptable Effekte auf Wasserorganismen im Vergleich zu anderen Eintragungspfaden und unter welchen Umständen ist der Drainageeintrag relevant?

b) Datenlage zur Beurteilung des Drainageeintrags in der Risikobeurteilung

- Lassen sich Effekte durch Drainageeinträge durch standardisierte Laborstudien vorhersagen (kontinuierliche Exposition vs. Belastungsspitzen)?
- Wie bedeutend ist die Akkumulation persistenter PSM für Einträge via Drainage ins Oberflächengewässer?

c) Risikominderungsmaßnahmen

- Durch welche Massnahmen kann sichergestellt werden, dass Drainageeinträge von PSM keine unakzeptablen Effekte auf Wasserorganismen verursachen?

5.4 Synthese der Drainageeffekte auf Nähr- und PSM-Flüsse

Basierend auf den oben zitierten Studien kann der Schluss gezogen werden, dass die Installation von Drainagen auf landwirtschaftlichen Böden in den meisten Fällen ähnliche Effekte auf organisch gebundene N-, Ammonium N- und P-Flüsse hat und dass NO₃-Flüsse anders beeinflusst werden. Die Effekte auf die PSM können nicht einfach generalisiert werden, da die Produktunterschiede in Bezug auf Löslichkeit, Abbaubarkeit und Sorptionseigenschaften einen zu grossen Einfluss haben. Grob kann jedoch gesagt werden, dass sich Produkte mit hoher Sorptionskapazität eher ähnlich wie organisches N, Ammonium N und P verhalten, und schwach sorbierende Substanzen separat beurteilt werden müssen (Tabelle 5).

Aufgrund ihrer Sorptionseigenschaften können nach der Installation von Drainagesystemen auf Hängen mit mehr als 2% Steigung substanzielle Reduktionen von P-, NH₄⁺- und organischen N-Verlusten erwartet werden, da der Oberflächenabfluss mit generell höheren Konzentrationen reduziert werden kann. Ähnliche Effekte können für PSM erwartet werden, mit einem stärkeren Effekt auf stark sorbierende Stoffe.

Die Effekte der Hangneigung auf NO_3 -Flüsse sind weniger stark, da die Konzentrationen in den Ausflüssen mehr von der Grundwasserqualität (NO_3 -Konzentrationen) und der Höhe des Wasserspiegels abhängen. Grundsätzlich führt die Drainageinstallation zu erhöhten NO_3 -Verlusten, da die abgeführte Wassermenge aus dem Gebiet und die Nitrifikationsrate erhöht werden. Auf der anderen Seite wirken Drainagen in Senken ohne natürlichen Abfluss erhöhend auf alle Substanzflüsse, zu einem grösseren Teil für schwach sorbierende Substanzen.

Ton und organisches Material im Boden sind wegen ihrer mehrheitlich negativen Oberflächenladung gute Bindungspartner für viele Substanzen im Boden. Wenn Drainagen nun eine Verschiebung von mehrheitlich Oberflächenabfluss zu mehr unterirdischem Fluss verursachen, spielen der Gehalt an Ton und organischem Material als Sorbenten eine grössere Rolle als unter nicht drainierten Bedingungen, wobei der Effekt für stark sorbierende Substanzen eine grössere Rolle spielt als für schwach sorbierende. In diesem Zusammenhang muss aber auch beachtet werden, dass tonige Böden anfälliger für Rissbildungen sind, was wiederum Verluste über präferentielle Fliesswege erhöht. Tatsächlich wurde die Neigung von Tonböden zur Rissbildung in der Studie von Brown und van Beinum (2009) mindestens für PSM-Flüsse als wichtiger eingestuft als die Sorptionseigenschaft. Die Tiefe der Drainageinstallation spielt auch eine wichtige Rolle und je tiefer die Systeme installiert werden, umso tiefere Konzentrationen der sorbierenden Substanzen werden in den Ausflüssen erwartet. Werden absolute Verluste gemessen kann es jedoch sein, dass trotzdem höhere Verluste gemessen wurden, da die abtransportierten Wasserflussvolumen erhöht werden. Die genauen Umstände, unter welchen präferentielle Flüsse eine wichtige Rolle für Substanzflüsse in die Drainagerohre spielen, sind bis jetzt noch nicht klar. Die aktuelle Literatur betont aber, dass dieser Prozess, der traditionell nur auf tonreichen Böden als relevant betrachtet wurde, auch auf lehmigen oder sandigen Böden eine Rolle spielen kann. Kürzlich wurde auch die Relevanz von Drainageschächten und Strassenentwässerungsschächten als Kurzschlüsse für Stoffeinträge in Gewässer gezeigt (Doppler *et al.*, 2012). Wieviel diese Kanäle aber zu den gesamten Substanzflüssen in die Oberflächengewässer beitragen, ist bis jetzt nicht bekannt.

Alle diskutierten Effekte sind in Tabelle 5 zusammengefasst. Obwohl die Unterschiede in den Produkteigenschaften sehr gross sind, kann das Konzept der sogenannten „kritischen beitragenden Flächen“ (critical source areas, CSA) bei der Risikoabschätzung in einem spezifischen Gebiet sehr nützlich sein, um das Risiko von Oberflächenabfluss und diffuser Verschmutzung abzuschätzen (Betson und Marius, 1969; Gburek und Sharpley, 1998). Das Konzept beinhaltet die Faktoren „Schadstoffquelle“, „Mobilisierungsrisiko“ und „Transportrisiko unter Einbezug der hydrologischen Konnektivität“ (Doppler *et al.*, 2012; Frey *et al.*, 2011; Stamm *et al.*, 2012; Thomas *et al.*, 2016). Hierbei ist wieder die Auflösung des verwendeten digitalen Geländemodells von grosser Bedeutung und kann die Qualität der Abschätzungen erheblich beeinflussen

Tabelle 5: Erwartete Eigenschaften der Standortfaktoren auf Nährstoff- und PSM-Flüsse unter drainierten verglichen mit nicht drainierten Bedingungen. Hänge sind definiert als Gebiete mit einer Steigung von > 2%. WS steht für Wasserspiegel, OM für organisches Material (übersetzt aus Gramlich *et al.* (2018)).

	Topographie Hänge – Ebenen	Bodeneigenschaften Ton -- Lehm -- Sand	Organisches Material	Drainage-Art	Niederschlag
$\text{PO}_4^{3-} / \text{NH}_4^+$ /org. N	Reduktion der Verluste an Hängen / irrelevant auf Ebenen und Senken nicht direkt an Gewässer angeschlossen (Ausnahme: Präferentieller Fluss).	Generell reduzierte Verluste von tonigen Böden, Ausnahme: Rissbildung; Weniger starke Effekte auf lehmigen und sandigen Böden; Präferentieller Fluss	Hohe Sorptionsfähigkeit des OM reduziert Verluste; Grosse N Speicher in organischen Böden können einen gegenteiligen Effekt haben.	Tiefere Drainagesysteme führen zu tieferen Konzentrationen im Ausfluss, meist sind die totalen Verluste aber höher durch höhere Abflussvolumina. Erhöhte Drainageintensität erhöht Verluste.	Das Zeit-Intervall zwischen der Anwendung und dem ersten Niederschlag ist relevant für alle Substanzen. Regenintensitäten und jährliche Volumen sind ebenfalls relevant.

NO₃⁻	Wenig relevant	Kein Effekt des Tongehaltes; Präferentieller Fluss?	Grosse N Speicher in organischen Böden; die Oxidation kann zu erhöhten NO ₃ -Verlusten führen.	Tiefere Drainagen und höhere Intensitäten führen zu erhöhten Verlusten durch höhere Abflussvolumina. Tiefe WS erhöhen die Mineralisationsraten und somit die Verluste.	Ausnahme: Nitratauswaschung wird direkt nach Niederschlägen oft reduziert.
PSM (stark sorbierend)	An Hängen: Reduktion erwartet; auf Ebenen (nicht mit Gewässer verbunden): Erhöhte Verluste erwartet (präferentieller Fluss wichtig)	Generell reduzierte Verluste von tonigen Böden, Ausnahme: Rissbildung; Weniger starke Effekte auf lehmigen und sandigen Böden; Präferentieller Fluss	Hohe OM Gehalte reduzieren Verluste (aber kein Hinweis in der Literaturstudie von Brown und van Beinum, (2009).	Tiefere Drainagesysteme führen zu tieferen Konzentrationen im Ausfluss, meistens sind die totalen Verluste von tieferen Drainagesystemen höher durch höhere Abflussvolumina.	
PSM (schwach sorbierend)	An Hängen: kleiner Effekt; auf Ebenen (nicht mit Gewässer verbunden): Erhöhte Verluste erwartet (Präferentieller Fluss wichtig)	Kein starker Effekt der Textur; Ausnahme: Rissbildung, Präferentieller Fluss.	Kein starker Effekt des OM.	Tiefer installierte Drainagesysteme führen zu tieferen Konzentrationen im Ausfluss, meistens sind die totalen Verluste von tieferen Drainagesystemen höher durch höhere Abflussvolumina.	

6 Synthese und Schlussfolgerungen

Wie Abbildung 4 verdeutlicht, unterscheiden sich die Effekte von Drainagen für die Wasser- und verschiedenen Stoffflüsse stark. Einige Flüsse werden erhöht, andere wiederum reduziert. Dementsprechend können gewisse Flüsse durch das blockieren der Drainage reduziert werden, gleichzeitig kann das aber zu erhöhten Verlusten anderer Substanzen führen.

Generell scheinen Drainagen den jährlichen Wasserabfluss zu verstärken, insbesondere die unterirdischen Abflüsse im Gegensatz zu oberirdischen Abflüsse, die reduziert werden. Offene Drainagen erhöhen in der Regel die Bodenerosion, während unterirdische Drainagen sie reduzieren. NO_3 -Verluste werden verstärkt, während P-Verluste und PSM-Auswaschung reduziert werden.

Die Effekte sind jedoch variabel und theoretisch wird eine standortspezifische Risikoabschätzung benötigt, welche die lokal relevanten Substanzen und Prozesse priorisiert, um über die zukünftige Nutzung eines wassergeprägten Standortes zu entscheiden. In der Praxis sind solche detaillierten Abschätzungen jedoch oft zu aufwändig. Für eine breiter anwendbare Entscheidungsfindung könnten allenfalls Kategorien von relevanten Stoffen gebildet werden und für diese könnten dann Kombinationen von Boden- und Standorteigenschaften definiert werden, die ein hohes kumulatives Risiko für Umweltbelastungen darstellen. Ein Faktor, der dabei zwingend beachtet werden muss, ist die Topographie. So können zum Beispiel Standorte mit Senken ohne natürlicher Verbindung zu Oberflächengewässern als lokale Reservoirs dienen und eine Drainageinstallation kann an so einem Standort einen substantiellen Effekt auf die Wasser- und Stoffflüsse in die Oberflächengewässer haben. Zu beachten ist dabei nicht nur die lokale Topographie des Untersuchungsgebietes, sondern auch das umliegende Einzugsgebiet.

Zu Effekten von Drainagen auf Wasser- und Stoffflüsse sind viele Studien in der Literatur verfügbar, es fällt jedoch auf, dass Studien auf grösserer Skala über mehr als ein hydrologisches Einzugsgebiet und Studien über längere Zeiträume selten sind. Speziell auf drainierten organischen Böden wären Langzeitstudien über mehr als 3-4 Jahre vor allem im Zusammenhang mit Wasserhaushalt und N-Verlusten sehr wichtig, um beispielsweise Effekte des Bodenverlustes über die Zeit auf die Wasserrückhaltefähigkeit eines Gebietes oder die N-Verluste aus dem Vorrat des organischen Materials zu untersuchen.

Ein Prozess, der auf alle Substanzflüsse und den Wasserhaushalt einen grossen Einfluss hat, ist der präferentielle Fluss im Boden zu den Drainagerohren. Obwohl viele Studien die Relevanz betonen, ist der spezifische Beitrag auf lehmigen und sandigen Böden nach wie vor unklar und weitere Studien zu diesem Thema wären wichtig. Ebenfalls wünschenswert wären weitere Fallstudien zu N-, P-, und PSM-Verlusten, die direkt drainierte mit nicht drainierten Bedingungen vergleichen, da diese Resultate zur Entscheidungsfindung im Umgang mit vernässenden Flächen viel beitragen können. Die Mehrheit der vorhandenen Studien analysiert nur die Verluste durch die Drainagesysteme, ohne sie mit den Verlusten unter nicht drainierten Bedingungen zu vergleichen.

Die Ergebnisse dieser Studie sollen die Entscheidungsfindung zum künftigen Umgang mit Drainagen in der Schweiz unterstützen. Dazu werden sie mit weiteren Untersuchungen zu landwirtschaftlicher Produktion und Wirtschaftlichkeit, Klimawirkung und Biodiversität in Verbindung gebracht. Daraus werden Empfehlungen für Politik und Praxis abgeleitet.

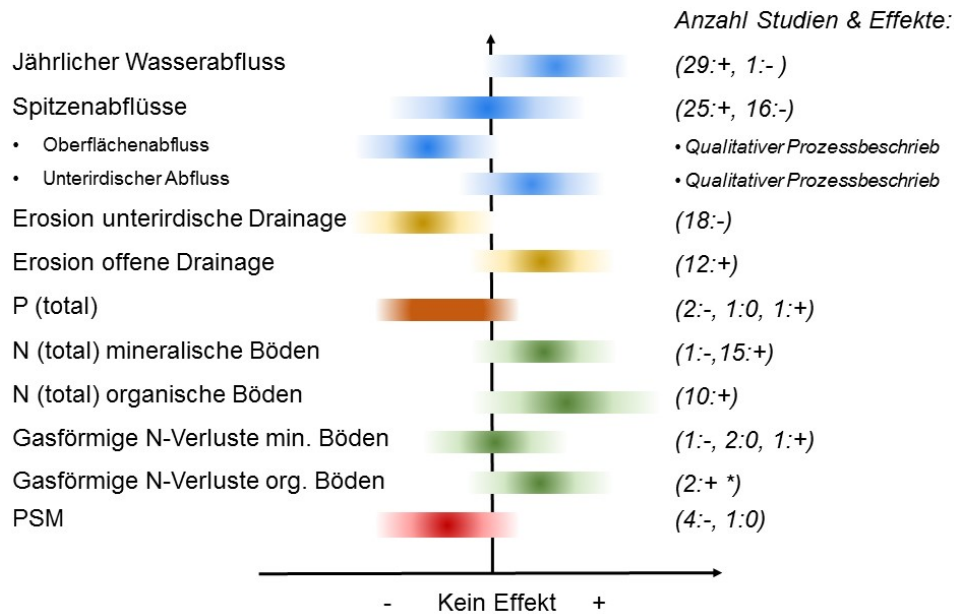


Abbildung 4: Grobe Charakterisierung der Drainageeffekte auf Wasserflüsse, Erosion und Stoffflüsse. Die “+” Symbole bedeuten eine Erhöhung der Flüsse durch die Drainageinstallation und die “-“ Symbole stehen für eine Reduktion der Flüsse. Die Zahlen rechts indizieren die Anzahl berücksichtigter Studien mit reduzierenden (-), unklaren (0) und erhöhenden (+) Einflüssen auf die Flüsse. Alle für diese Graphik berücksichtigten Studien sind in Tabelle A.1. aufgelistet. *Die zwei Review-Artikel zu gasförmigen N-Verlusten von organischen Böden beinhalten eine grosse Zahl von Emissionsmessungen auf drainierten und nicht drainierten Böden aus mehreren Ländern, jedoch keine direkten Vergleichsstudien. Quelle: Gramlich *et al.* (2018).

6.1 Literaturverzeichnis

- Acreman, M., Holden, J., 2013. How wetlands affect floods. *Wetlands* 33, 773-786.
- Aerts, R., Verhoeven, J.T.A., Whigham, D.F., 1999. Plant-mediated controls on nutrient cycling in temperate fens and bogs. *Ecology* 80, 2170-2181.
- Aldrich, A.P., Kistler, D., Sigg, L., 2002. Speciation of Cu and Zn in drainage water from agricultural soils. *Environ. Toxicol. Chem.* 36, 4824-4830.
- Algoazany, A.S., Kalita, P.K., Czapar, G.F., Mitchell, J.K., 2007. Phosphorus transport through subsurface drainage and surface runoff from a flat watershed in east central Illinois, USA. *J. Environ. Qual.* 36, 681-693.
- Andreini, M.S., Steenhuis, T.S., 1990. Preferential paths of flow under conventional and conservation tillage. *Geoderma* 46, 85-102.
- Armstrong, A.C., Garwood, E.A., 1991. Hydrological consequences of artificial drainage of grassland. *Hydrol. Process.* 5, 157-174.
- Bateman, E.J., Baggs, E.M., 2005. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space. *Biol. Fert. Soils* 41, 379-388.
- Beauchemin, S., Simard, R.R., Cluis, D., 1998. Forms and concentration of phosphorus in drainage water of twenty-seven tile-drained soils. *J. Environ. Qual.* 27, 721-728.
- Béguin, J., Smola, S., 2010. Stand der Drainagen in der Schweiz - Bilanz der Umfrage 2008. Schweizerische Eidgenossenschaft, Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Bern, Switzerland.
- Beketov, M.A., Liess, M., 2008. Acute and delayed effects of the neonicotinoid insecticide thiacloprid on seven freshwater arthropods. *Environ. Toxicol. Chem.* 27, 461-470.
- Bengtson, R.L., Carter, C.E., Fouss, J.L., Southwick, L.M., Willis, G.H., 1995. Agricultural drainage and water quality in Mississippi Delta. *J. Irrig. Drain. Eng.* 121, 292-295.
- Bengtson, R.L., Carter, C.E., Morris, M., Bartkiewicz, S.A., 1988. The influence of subsurface drainage practices on nitrogen and phosphorus losses in a warm, humid climate. *Trans. ASAE* 31, 729-733.
- Bengtson, R.L., Southwick, L.M., Willis, G.H., Carter, C.E., 1990. The influence of subsurface drainage practices on herbicide losses. *Trans. ASAE* 33, 415-418.
- Betson, R.P., Marius, J.B., 1969. Source areas of storm runoff. *Water Resour. Res.* 5, 574-582.
- Blackwell, M.S.A., Pilgrim, E.S., 2011. Ecosystem services delivered by small-scale wetlands. *Hydrol. Sci. J.* 56, 1467-1484.
- Blann, K.L., Anderson, J.L., Sands, G.R., Vondracek, B., 2009. Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: A review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 39, 909-1001.
- Bölter, D.H., 1969. Physical properties of peat as related to degree of decomposition. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 33, 606-609.
- Brock, T.C.M., Alix, A., Brown, C.D., Capri, E., Gottesbueren, B.F.F., Heimbach, F., Lythgo, C.M., Schulz, R., Strelake, M., 2010. Linking Aquatic Exposure and Effects - Risk Assessment of Pesticides. SETAC Press & CRS Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, London, New York.
- Brown, C.D., Hodgkinson, R.A., Derek, A.R., Syers, J.K., Wilcockson, S.J., 1995. Movement of pesticides to surface waters from a heavy clay soil. *Pestic. Sci.* 43, 131-140.
- Brown, C.D., van Beinum, W., 2009. Pesticide transport via sub-surface drains in Europe. *Environ. Pollut.* 157, 3314-3324.
- Bullock, A., Acreman, M., 2003. The role of wetlands in the hydrological cycle. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 7, 358-389.
- Cameron, K.C., Di, H.J., Moir, J.L., 2013. Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. *Ann. Appl. Biol.* 162, 145-173.
- Campbell, D.R., Lavoie, C., Rochefort, L., 2002. Wind erosion and surface stability in abandoned milled peatlands. *Can. J. Soil Sci.* 82, 85-95.
- Carling, P.A., Glaister, M.S., Flintham, P., 1997. The erodibility of upland soils and the design of preafforestation drainage networks in the United Kingdom. *Hydrol. Process.* 11, 1963-1980.

- Chapman, A.S., Foster, I.D.L., Lees, J.A., Hodgkinson, R.A., Jackson, R.H., 2001. Particulate phosphorus transport by sub-surface drainage from agricultural land in the UK. Environmental significance at the catchment and national scale. *Sci. Total Environ.* 266, 95-102.
- Christianson, L.E., Harmel, R.D., Smith, D., Williams, M.R., King, K., 2016. Assessment and synthesis of 50 years of published drainage phosphorus losses. *J. Environ. Qual.* 45, 1467–1477.
- Churko, G., Szerencsits, E., Gramlich, A., Prasuhn, V., Walter, T., 2018. Arten der Feucht-(Acker-) Flächen der Schweiz und Korridore zwischen Schutzobjekten. *Agroscope Science Nr. 76 / November 2018*, 40 S.
- Culley, J.L.B., Bolton, E.F., 1983. Suspended solids and phosphorus loads from a clay soil: II. Watershed study. *J. Environ. Qual.* 12, 498-503.
- Daly, K., Jeffrey, D., Tunney, H., 2001. The effect of soil type on phosphorus sorption capacity and desorption dynamics in Irish grassland soils. *Soil Use Manage.* 17, 12-20.
- Davidson, N.C., 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Mar. Freshwat. Res.* 65, 934-941.
- Delarze, R., Gonseth, Y., Eggenberg, S., Vust, M., 2015. *Lebensräume der Schweiz - Ökologie-Gefährdung-Kennarten*. 3rd Edition. Ott, Bern.
- Delgado, A., Hurtado, M.D., Andreu, L., 2006. Phosphorus loss in tile drains from a reclaimed marsh soil amended with manure and phosphogypsum. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 74, 191-202.
- Djodjic, F., Bergström, L., Ulén, B., 2002. Phosphorus losses from a structured clay soil in relation to tillage practices. *Soil Use Manage.* 18, 79-83.
- Djodjic, F., Bergström, L., Ulen, B., Shirmohammadi, A., 1999. Mode of transport of surface-applied phosphorus-33 through a clay and sandy soil. *J. Environ. Qual.* 28, 1273-1282.
- Dolezal, F., Kulhavy, Z., Soukup, M., Kodesova, R., 2001. Hydrology of tile drainage runoff. *Phys. Chem. Earth, Part B: Hydrol. Oceans Atmos* 26, 623-627.
- Doppler, T., Camenzuli, L., Hirzel, G., Krauss, M., Lück, A., Stamm, C., 2012. Spatial variability of herbicide mobilisation and transport at catchment scale: Insights from a field experiment. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 16, 1947-1967.
- Duquesne, S., Reynaldi, S., Liess, M., 2006. Effects of the organophosphate paraoxon-methyl on survival and reproduction of *Daphnia magna*; importance of exposure duration and recovery. *Environ. Toxicol. Chem.* 25, 1196-1199.
- Duxbury, J.M., Peverly, J.H., 1978. Nitrogen and phosphorus losses from organic soils. *J. Environ. Qual.* 7, 566-570.
- Eastman, M., Gollamudi, A., Stämpfli, N., Madramootoo, C.A., Sarangi, A., 2010. Comparative evaluation of phosphorus losses from subsurface and naturally drained agricultural fields in the Pike River watershed of Quebec, Canada. *Agric. Water Manage.* 97, 596-604.
- Eghball, B., Binford, G.D., Baltensperger, D.D., 1996. Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application. *J. Environ. Qual.* 25, 1339-1343.
- Elliott, H.A., O'Connor, G.A., Brinton, S., 2002. Phosphorus leaching from biosolids-amended sandy soils. *J. Environ. Qual.* 31, 681-689.
- Elser, J.J., Marzolf, E.R., Goldman, R., 1990. Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton growth in the freshwaters of North America: A review and critique of experiments enrichments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47, 1468-1477.
- Ernstsen, V., Olsen, P., Rosenbom, A.E., 2015. Long-term monitoring of nitrate transport to drainage from three agricultural clayey till fields. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 19, 3475–3488.
- Evans, R.O., Skaggs, R.W., Gilliam, J.W., 1995. Controlled versus conventional drainage effects on water quality. *J. Irrig. Drain. Eng.* 121, 271-276.
- Fernández, F.G., Venterea, R.T., Fabrizzi, K.P., 2016. Corn nitrogen management influences nitrous oxide emissions in drained and undrained soils. *J. Environ. Qual.* 45, 1847–1855.
- Fischer, M., Altermatt, F., Arlettaz, R., Bartha, B., Baur, B., Bergamini, A., Bersier, L.-F., Birrer, S., Braunisch, V., Dollinger, P., Eggenberg, S., Gonseth, Y., Guisan, A., Guntern, J., Gutscher, H., Herzog, F., Humber, J.-Y., Jenny, M., Klaus, G., Körner, C., Krättli, H., Küchler, M., Lachat, T., Lambelet-Hueter, C.,

- Leuzinger, Y., Linder, P., Mitchell, E.A.D., Moeschler, P., Pasinelli, G., Pauli, D., Pfiffner, L., Praz, C., Rixen, C., Rübel, A., Schaffner, U., Scheidegger, C., Schmid, H., Schnyder, N., Senn-Irlet, B., Stöcklin, J., Stofer, S., Walter, T., Zumbach, S., 2015. Zustand der Biodiversität in der Schweiz. Forum Biodiversität Schweiz *et al.*, Bern.
- Flury, M., 1996. Experimental evidence of transport of pesticides through field soils - A review. *J. Environ. Qual.* 25, 25-45.
- Flury, M., Flühler, H., Jury, W.A., Leuenberger, J., 1994. Susceptibility of soils to preferential flow of water: a field study. *Water Resour. Res.* 30, 1945-1954.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1998. Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrig. Drain. Paper 56. Rome.
- Fox, R.L., Kamprath, E.J., 1970. Phosphate sorption isotherms for evaluating the phosphate requirements of soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 34, 902-907.
- Frey, M., Dietzel, A., Schneider, M., Reichert, P., Stamm, C., 2009. Predicting critical source areas for diffuse herbicide losses to surface waters: role of connectivity and boundary conditions. *J. Hydrol.* 365, 23-36.
- Frey, M., Konz, N., Stamm, C., Prasuhn, V., 2011. Machbarkeitsstudie Kartierung beitragender Flächen. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), Schweiz.
- Frossard, E., Stewart, J.W.B., St. Arnaud, R.J., 1989. Distribution and mobility of phosphorus in grassland and forest soils of Saskatchewan. *Can. J. Soil Sci.* 69, 401-416.
- Gächter, R., Ngatiah, J.M., Stamm, C., 1998. Transport of phosphate from soil to surface waters by preferential flow. *Environ. Sci. Technol.* 32, 1865-1869.
- Gächter, R., Steingruber, S.M., Reinhadt, M., Wehrli, B., 2004. Nutrient transfer from soil to surface waters: Differences between nitrate and phosphate. *Aquat. Sci.* 66, 117-122.
- Gburek, W.J., Sharpley, A.N., 1998. Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds. *J. Environ. Qual.* 27, 267-277.
- Gentry, L.E., David, M.B., Royer, T.V., Mitchell, C.A., Starks, K.M., 2007. Phosphorus transport pathways to streams in tile-drained agricultural watersheds. *J. Environ. Qual.* 36, 408-415.
- Geohring, L.D., McHugh, O.V., Walter, M.T., Steenhuis, T.S., Akhtar, M.S., Walter, M.F., 2001. Phosphorus transport into subsurface drains by macropores after manure applications: Implications for best manure management practices. *Soil Sci.* 166, 896-909.
- Gerritse, R.G., Beltran, J., Hernandez, F., 1996. Adsorption of atrazine, simazine, and glyphosate in soils of the Gngangara Mound, Western Australia. *Aust. J. Soil Res.* 34, 599-607.
- Gimmi, U., Lachat, T., Bürgi, M., 2011. Reconstructing the collapse of wetland networks in the Swiss lowlands 1850–2000. *Landscape Ecol.* 26, 1071–1083.
- Gomides Freitas, L., Singer, H., Müller, S.R., Schwarzenbach, R.P., Stamm, C., 2008. Source area effects on herbicide losses to surface waters—A case study in the Swiss Plateau. *Agric., Ecosyst. Environ.* 128, 177-184.
- Gorham, E., 1957. The development of peat lands. *Q. Rev. Biol.* 32, 145-166.
- Gramlich, A., Stoll, S., Stamm, C., Walter, T., Prasuhn, V., 2018. Effects of artificial land drainage on hydrology, nutrient and pesticide fluxes from agricultural fields – A review. *Agric., Ecosyst. Environ.* 266, 84-99.
- Grigg, B.C., Southwick, L.M., Fouss, J.L., Kornecki, T.S., 2003. Drainage system impacts on surface runoff, nitrate loss, and crop yield on a southern alluvial soil. *Trans. ASAE* 46, 1531-1537.
- Grossel, A., Nicoulaud, B., Bourennane, H., Lacoste, M., Guimbaud, C., Robert, C., Hénault, C., 2016. The effect of tile-drainage on nitrous oxide emissions from soils and drainage streams in a cropped landscape in Central France. *Agric., Ecosyst. Environ.* 230, 251-260.
- Grünig, A., 1994. Mires and man: Mire conservation in a densely populated country - the Swiss experience, Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, WSL, Birmensdorf, Switzerland.
- Gubler, A., Wächter, D., Schwab, P., Keller, A., 2018. Nationale Bodenbeobachtung (NABO); Monitoring; PAK, PCB, PSM. URL: <https://www.agroscope.admin.ch/agroscope/de/home/themen/umwelt-ressourcen/boden-gewaesser-naehrstoffe/nabo/monitoring/pak-pcb-psm.html> (Last Accessed: 21.06.2018).

- Hacin, J., Cop, J., Mahne, I., 2001. Nitrogen mineralization in marsh meadows in relation to soil organic matter content and watertable level. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164, 503-509.
- Hausherr, R.-M., Conradin, H., Flisch, R., 2006. P-Verslutze in Wiesen auf drainierten grundnassen Böden. *AGRARForschung* 13, 102-107.
- Haygarth, P.M., Hepworth, L., Jarvis, S.C., 1998. Forms of phosphorus transfer in hydrological pathways from soil under grazed grassland. *Eur. J. Soil Sci.* 49, 65-72.
- Haynes, R.J., 1986. Origin, distribution, and cycling of nitrogen in terrestrial ecosystems, in: Haynes, R.J., Cameron, K.C., Goh, K.M., Sherlock, R.R. (Eds.), *Mineral Nitrogen in the Plant–Soil System*. Academic Press, Elsevier Inc. Cambridge, MA, pp. 1-51.
- Heathwaite, A.L., Griffiths, P., Parkinson, R.J., 1998. Nitrogen and phosphorus in runoff from grassland with buffer strips following application of fertilizers and manures. *Soil Use Manage.* 14, 142-148.
- Heckrath, G., Brookes, P.C., Poulton, P.R., Goulding, K.W.T., 1995. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. *J. Environ. Qual.* 24, 904-910.
- Heggli, H., 1954. Der Einfluss der Niederschläge auf die Drainwasserführung - Ergebnisse der Messanlage Jöhe im Jahre 1954. *Melioration der Rheinebene - Jahresbericht*.
- Henning, H., Hilgert, T., 2007. Dränabflüsse, der Schlüssel zur Wasserbilanzierung im nordostdeutschen Tiefland. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 51. Jahrgang, Heft 6.
- Hirt, U., Hammann, T., Meyer, B.C., 2005. Mesoscale estimation of nitrogen discharge via drainage systems. *Limnologica* 35, 206-219.
- Hirt, U., Wetzig, A., Amatya, M.D., Matranga, M., 2011. Impact of seasonality on artificial drainage discharge under temperate climate conditions. *Int. Rev. Hydrobiol.* 96, 561–577.
- Holden, J., 2005. Peatland hydrology and carbon release: Why small-scale process matters. *Philos. Trans. R. Soc. London, Ser. A* 363, 2891–2913.
- Holden, J., Chapman, P.J., Labadz, J.C., 2004. Artificial drainage of peatlands: Hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Prog. Phys. Geogr.* 28, 95-123.
- Holden, J., Chapman, P.J., Lane, S.N., Brookes, C., 2006a. Impacts of artificial drainage of peatlands on runoff production and water quality, in: Martini, I.P., Martinez Cortizas, A., Chesworth, W. (Eds.), *Peatlands: Evolution and Records of Environmental and Climate Changes*. Elsevier B.V., Amsterdam, pp. 501-528.
- Holden, J., Evans, M.G., Burt, T.P., Horton, M., 2006b. Impact of land drainage on peatland hydrology. *J. Environ. Qual.* 35, 1764-1778.
- Holden, J., Gascoign, M., Bosanko, N.R., 2007. Erosion and natural revegetation associated with surface land drains in upland peatlands. *Earth. Surf. Process. Landf.* 32, 1547–1557.
- Holden, J., Green, S.M., Baird, A.J., Grayson, R.P., Dooling, G.P., Chapman, P.J., Evans, C.D., Peacock, M., Swindles, G., 2016. The impact of ditch blocking on the hydrological functioning of blanket peatlands. *Hydrol. Process.*, 1-15.
- Holden, J., Wallage, Z.E., Lane, S.N., McDonald, A.T., 2011. Water table dynamics in undisturbed, drained and restored blanket peat. *J. Hydrol.* 402, 103-114.
- Hoover, J.R., Schwab, G.O., 1969. Effect of tile depth, spacing, and cropping practices on drain discharge. *Trans. ASAE* 12, 150-152.
- Irwin, R.W., Whiteley, H.R., 1983. Effects of land drainage on stream flow. *Can. Water Res. J.* 8, 88-103.
- Isensee, A.R., Nash, R.G., Helling, C.S., 1990. Effect of conventional vs. no-tillage on pesticide leaching to shallow groundwater. *J. Environ. Qual.* 19, 434-440.
- Jacot, K., Burri, M., Churko, G., Walter, T., 2018. Reisanbau auf temporär gefluteter Fläche im Mittelland möglich – ein ökonomisch und ökologisch interessantes Nischenprodukt. *Agroscope Transfer Nr 238*: 8 S.
- Jin, C.-X., Sands, G.R., 2003. The long-term field-scale hydrology of subsurface drainage systems in a cold climate. *Trans. ASAE* 46, 1011–1021.
- Jonczyk, J., Wilkinson, M., Rimmer, D., Quinn, P., 2009. *Peatscapes: Monitoring of hydrology and water quality at geltsdale and priorsdale report of phase 1: November 2007 – March 2009*. Newcastle University.

- Jones, R.L., Arnold, D.J.S., Harris, G.L., Bailey, S.W., Pepper, T.J., Mason, D.J., Brown, C.D., Leeds-Harrison, P., Walker, A., Bromilow, R.H., Brockie, D., Nicholls, P.H., Craven, A.C.C., Lythgo, C.M., 2000. Processes affecting movement of pesticides to drainage in cracking clay soils. *Pestic. Outlook* 11, 174-179.
- Joosten, H., Gaudig, G., Krawczynski, R., Tanneberger, F., Wichmann, S., Wichtmann, W., 2015. Managing soil carbon in Europe: Paludicultures as a new perspective for peatlands (Chapter 25), in: Banwart, S.A., Noellemeyer, E., Milne, E. (Eds.), *Soil Carbon: Science, Management and Policy for Multiple Benefits*. CAB International, pp. 297-306.
- Jungkunst, H.F., Freibauer, A., Neufeldt, H., Bareth, G., 2006. Nitrous oxide emissions from agricultural land use in Germany - A synthesis of available annual field data. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169, 341-351.
- Kasimir-Klmedtsson, A., Klmedtsson, L., Berglund, K., Martikainen, P., Silvola, J., Oenema, O., 1997. Greenhouse gas emissions from farmed organic soils: A review. *Soil Use Manage.* 13, 245-250.
- Khand, K., Kjaersgaard, J., Hay, C., Jia, X., 2014. Estimating evapotranspiration from drained and undrained agricultural fields using remote sensing. Paper Number: 1829687. ASABE Meeting Presentation. Raleigh, North Carolina.
- King, K.W., Williams, M.R., Macrae, M.L., Fausey, N.R., Frankenberger, J., Smith, D.R., Kleinman, P.J.A., Brown, L.C., 2015. Phosphorus transport in agricultural subsurface drainage: A review. *J. Environ. Qual.* 44, 467-485.
- Kinley, R.D., Gordon, R.J., Stratton, G.W., Patterson, G.T., Hoyle, J., 2007. Phosphorus losses through agricultural tile drainage in Nova Scotia, Canada. *J. Environ. Qual.* 36, 469-477.
- Kladivko, E.J., Brown, L.C., Baker, J.L., 2001. Pesticide transport to subsurface tile drains in humid regions of North America. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 31, 1-62.
- Kladivko, E.J., Frankenberger, J., Jaynes, D.B., Meek, D.W., Jenkinson, B.J., Fausey, N.R., 2004. Nitrate leaching to subsurface drains as affected by drain spacing and changes in crop production system. *J. Environ. Qual.* 33, 1803-1813.
- Kladivko, E.J., Van Scoyoc, G.E., Monke, E.J., Oates, K.M., Pask, W., 1991. Pesticide and nutrient movement into subsurface tile drains on a silt loam soil in Indiana. *J. Environ. Qual.* 20, 264-270.
- Kleinman, P.J.A., Wolf, A.M., Sharpley, A.N., Beegle, D.B., Saporito, L.S., 2005. Survey of water-extractable phosphorus in livestock manures. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, 701-708.
- Knauer, K., Knauert, S., Felix, O., Reinhad, E., 2010. Aquatische Risikobewertung von Pflanzenschutzmitteln. *AGRARForschung* 10, 372-377.
- Kohler, A., 2004. Water flow and solute transport in a tile drained former wetland soil. ETH Zuerich, Zuerich.
- Koskinen, M., Tahvanainen, T., Sarkkola, S., Menberu, M.W., Lauren, A., Sallantausta, T., Marttila, H., Ronkanen, A.-K., Parviainen, M., Tolvanen, A., Koivusalo, H., Nieminen, M., 2017. Restoration of nutrient-rich forestry-drained peatlands poses a risk for high exports of dissolved organic carbon, nitrogen, and phosphorus. *Sci. Total Environ.* 586, 858-869.
- Lachat, T., Blaser, F., Böschi, R., Bonnard, L., Gimmi, U., Grünig, A., Roulier, C., Sirena, G., Stöcklin, J., Volkart, G., 2010. Verlust wertvoller Lebensräume (Kapitel 2), in: Lachat, T., Pauli, D., Gonseth, Y., Klaus, G., Scheidegger, C., Vittoz, P., Walter, T. (Eds.), *Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Ist die Talsohle erreicht?* Bristol Stiftung Zürich, Haupt Verlag, Bern, Stuttgart, Wien, pp. 22-63.
- Lalonde, V., Madramootoo, C.A., Trenholm, L., Broughton, R.S., 1995. Effects of controlled drainage on nitrate concentrations in subsurface drain discharge. *Agric. Water Manage.* 29, 187-199.
- Langer, M., Junghans, M., 2017. Hohe ökologische Risiken in Bächen. *Aqua und Gas* 4, 58-68.
- Larsbo, M., Stenström, J., Etana, A., Börjesson, E., Jarvis, N.J., 2009. Herbicide sorption, degradation, and leaching in three Swedish soils under long-term conventional and reduced tillage. *Soil Till. Res.* 105, 200-208.
- Laubel, A., Jacobsen, O.H., Kronvang, B., Grant, R., Andersen, H.E., 1999. Subsurface drainage loss of particles and phosphorus from field plot experiments and a tile-drained catchment. *J. Environ. Qual.* 28, 576-584.

- Le Bissonnais, Y., Renaux, B., Delouche, H., 1995. Interactions between soil properties and moisture content in crust formation, runoff and interrill erosion from tilled loess soils. *Catena* 25, 33-46.
- Leifeld, J., Vogel, D., Bretscher, D., 2018. Treibhausgasemissionen entwässerter Böden. *Agroscope Science* Nr. 74 / November 2018, 28 S.
- Lennartz, B., Janssen, M., Tiemeyer, B., 2011. Effects of artificial drainage on water regime and solute transport at different spatial scales, in: Shukla, M.K. (Ed.), *Soil Hydrology, Land Use and Agriculture: Measurement and Modelling*. CAB International, Wallingford, UK, pp. 266-290.
- Leppelt, T., Dechow, R., Gebbert, S., Freibauer, A., Lohila, A., Augustin, J., Drösler, M., Fiedler, S., Glatzel, S., Höper, H., Järveoja, J., Laerke, P.E., Maljanen, M., Mander, Ü., Mäkiranta, P., Minkinen, K., Ojanen, P., Regina, K., Strömberg, M., 2014. Nitrous oxide emission budgets and land-use-driven hotspots for organic soils in Europe. *Biogeosciences* 11, 6595–6612.
- Leu, C., Singer, H., Stamm, C., Müller, S.R., Schwarzenbach, R.P., 2004a. Simultaneous assessment of sources, processes, and factors influencing herbicide losses to surface waters in a small agricultural catchment. *Environ. Sci. Technol.* 38, 3827-3834.
- Leu, C., Singer, H., Stamm, C., Müller, S.R., Schwarzenbach, R.P., 2004b. Variability of herbicide losses from 13 fields to surface water within a small catchment after a controlled herbicide application. *Environ. Sci. Technol.* 38, 3835-3841.
- Liess, M., Pieters, B.J., Duquesne, S., 2006. Long-term signal of population disturbance after pulse exposure to an insecticide: rapid recovery of abundance, persistent alteration of structure. *Environ. Toxicol. Chem.* 25, 1326-1331.
- Liu, H., Janssen, M., Lennartz, B., 2016. Changes in flow and transport patterns in fen peat following soil degradation. *Eur. J. Soil Sci.* 67, 763–772.
- Macrae, M.L., English, M.C., Schiff, S.L., Stone, M., 2007. Intra-annual variability in the contribution of tile drains to basin discharge and phosphorus export in a first-order agricultural catchment. *Agric. Water Manage.* 92, 171-182.
- Maguire, R.O., Sims, J.T., 2002. Soil testing to predict phosphorus leaching. *J. Environ. Qual.* 31, 1601-1609.
- Marks-Perreau, J., Real, B., Colart, A.-S., Dutertre, A., Bodilis, A.-M., 2013. Transfert de produits pharmaceutiques par réseaux de drainage et par ruissellement, Conférence du Columa - Journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes, Dijon.
- Martin, H.W., Ivanoff, D.B., Graetz, D.A., Reddy, K.R., 1997. Water table effects on histosol drainage water carbon, nitrogen and phosphorus. *J. Environ. Qual.* 26, 1062-1071.
- McDowell, R.W., Sharpley, A.N., 2001. Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. *J. Environ. Qual.* 30, 508-520.
- Menberu, M.W., Marttila, H., Tahvanainen, T., Kotiaho, J.S., Hokkanen, R., Kløve, B., Ronkanen, A.-K., 2017. Changes in pore water quality after peatland restoration: Assessment of a large-scale, replicated before-after-control-impact study in Finland. *Water Resour. Res.* 53, 1-17.
- Moroizumi, T., Horino, H., 2004. Tillage effects on subsurface drainage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 1138–1144.
- Moser, D.M., Gygax, A., Bäumler, B., Wyler, N., Palese, R., 2002. Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz. BUWAL-Reihe «Vollzug Umwelt», Bundesamt für Umwelt, Bern, Switzerland.
- Muma, M., Rousseau, A., Gumiere, S., 2016. Assessment of the impact of subsurface agricultural drainage on soil water storage and flows of a small watershed. *Water* 8, 326.
- Mustamo, P., Hyvärinen, M., Ronkanen, A.-K., Klove, B., 2016. Physical properties of peat soils under different land use options. *Soil Use Manage.* 32, 400-410.
- Nash, P., Motavalli, P., Nelson, K., Kremer, R., 2015. Ammonia and nitrous oxide gas loss with subsurface drainage and polymer-coated urea fertilizer in a poorly drained soil. *J. Soil Water Conserv.* 70, 267-275.
- Nayak, A.K., Kanwar, R.S., Rekha, P.N., Hoang, C.K., Pederson, C.H., 2009. Phosphorus leaching to subsurface drain water and soil P buildup in a long-term swine manure applied corn-soybean rotation system. *Int. Agric. Eng. J.* 18, 25-33.

- Newson, M., 1980. The erosion of drainage ditches and its effect on bed-load yields in mid-wales: Reconnaissance case studies. *Earth. Surf. Process. Landf.* 5, 275-290.
- Nykänen, H., Alm, J., Lang, K., Silvola, J., Martikainen, P.J., 1995. Emissions of CH₄, N₂O and CO₂ from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. *J. Biogeogr.* 22, 351-357.
- Ochsenbein, U., 2007. Grave pollution par temps de pluie - Concentrations de pesticides dans les petits cours d'eau: le cas du Seebach. *Bulletin d'Information OPED.*
- Ogden, F.L., Watts, B.A., 2000. Saturated area formation on nonconvergent hillslope topography with shallow soils: A numerical investigation. *Water Resour. Res.* 36, 1795-1804.
- Olde Venterink, H., Davidsson, T.E., Kiehl, K., Leonardson, L., 2002. Impact of drying and re-wetting on N, P and K dynamics in a wetland soil. *Plant Soil* 243, 119-130.
- Paasonen-Kivekäs, M., Koivusalo, H., 2006. Losses of sediment and phosphorus through subsurface drains in a clayey field in southern Finland, in: *Transport and retention of pollutants from different production systems: NJF seminar 373. Nordic Association of Agricultural Scientists*, pp. 95-100.
- Pavelis, G.A., 1987. Farm drainage in the United States - History, status, and prospects. U.S. Dept. of Agriculture, Economic Research Service, Washington, D.C., USA.
- Pote, D.H., Daniel, T.C., Nichols, D.J., Sharpley, A.N., Moore, P.A., Miller, D.M., Edwards, D.R., 1999. Relationship between phosphorus levels in three Ultisols and phosphorus concentrations in runoff. *J. Environ. Qual.* 28, 170-175.
- Prasuhn, V., Liniger, H., Gisler, S., Herweg, K., Candinas, A., Clément, J.-P., 2013. A high-resolution soil erosion risk map of Switzerland as strategic policy support system. *Land Use Policy* 32, 281-291.
- Radcliffe, D.E., Reid, D.K., Blombäck, K., Bolster, C.H., Collick, A.S., Easton, Z.M., Francesconi, W., Fuka, D.R., Johnsson, H., King, K., 2015. Applicability of models to predict phosphorus losses in drained fields: A review. *J. Environ. Qual.* 44, 614-628.
- Regina, K., Silvola, J., Martikainen, P.J., 1999. Short-term effects of changing water table on N₂O fluxes from peat monoliths from natural and drained boreal peatlands. *Global Change Biol.* 5, 183-189.
- Reichenberger, S., Bach, M., Skitschak, A., Frede, H.-G., 2007. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review. *Sci. Total Environ.* 384, 1-35.
- Riise, G., Lundekvam, H., Wu, Q.L., Haugen, L.E., Mulder, J., 2004. Loss of pesticides from agricultural fields in SE Norway – Runoff through surface and drainage water. *Environ. Geochem. Health* 26, 269-276.
- Robinson, M., 1986. Changes in catchment runoff following drainage and afforestation. *J. Hydrol.* 86, 71-84.
- Robinson, M., 1990. Impact of improved land drainage on river flows. CAB International, Wallingford, UK.
- Robinson, M., Gannon, B., Schuch, M., 1991. A comparison of the hydrology of moorland under natural conditions, agricultural use and forestry. *Hydrol. Sci. J.* 36, 565-577.
- Robinson, M., Rycroft, D.W., 1999. The impact of drainage on streamflow. Section VIII. Chapter 23. *Agron. Monogr.* 38, 767-800.
- Robinson, M., Ryder, E.L., Ward, R.C., 1985. Influence on streamflow of field drainage in a small agricultural catchment. *Agric. Water Manage.* 10, 145-158.
- Rossi, N., Ciavatta, C., Vittori Antisari, L., 1991. Seasonal pattern of nitrate losses from cultivated soil with subsurface drainage. *Water, Air, Soil Pollut.* 60, 1-10.
- Sandin, M., Piikki, K., Jarvis, N., Larsbo, M., Bishop, K., Krueger, J., 2018. Spatial and temporal patterns of pesticide concentrations in streamflow, drainage and runoff in a small Swedish agricultural catchment. *Sci. Total Environ.* 610-611, 623-634.
- Schelde, K., de Jonge, L.W., Kjaergaard, C., Laegdsmand, M., Rubæk, G.H., 2006. Effects of manure application and plowing on transport of colloids and phosphorus to tile drains. *Vadose Zone J.* 5, 445-458.
- Schilling, K.E., Helmers, M., 2008. Effects of subsurface drainage tiles on streamflow in Iowa agricultural watersheds: Exploratory hydrograph analysis. *Hydrol. Process.* 22, 4497-4506.
- Schmied, B., 2001. Nitrogen dynamics and leaching from humus-rich and tile-drained agricultural soil. PhD Thesis., Institute of Terrestrial Ecosystems. ETH Zurich, Zurich, Switzerland.
- Schmied, B., Kohler, A., 1999. Nitrat austrag aus einem dränierten humusreichen landwirtschaftlich genutzten Boden - Abschlussbericht zum Projekt, ETH Zürich, Institut für Terrestrische Ökologie Bodenschutz.

- Schulz, R., Liess, M., 2000. Toxicity of fenvalerate to caddisfly larvae: chronic effects of 1- vs 10-h pulse-exposure with constant dose. *Chemosphere* 41, 1511-1517.
- Schwab, G.O., Fausey, N.R., Desmond, E.D., Holman, J.R., 1985. Tile and surface drainage of clay soils. Research Bulletin 1166. The Ohio State University, Wooster, Ohio.
- Schwab, G.O., Fausey, N.R., Kopcak, D.E., 1980. Sediment and chemical content of agricultural drainage water. *Trans. ASAE* 23, 1446-1449.
- Schwertmann, U., Vogl, W., Kainz, M., 1987. Bodenerosion durch Wasser - Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmassnahmen. Ulmer Eugen Verlag, Stuttgart.
- Scott, C.A., Goehring, L.D., Walter, M.F., 1998. Water quality impacts of tile drains in shallow, sloping, structured soils as affected by manure application. *Appl. Eng. Agric.* 14, 599-603.
- Scott, D.A., Jones, T.A., 1995. Classification and inventory of wetlands: A global overview. *Vegetatio* 118, 3-16.
- Seuna, P., Kauppi, L., 1981. Influence of sub-drainage on water quantity and quality in a cultivated area in Finland. Publications of the Water Research Institute, National Board of Waters, Finland 43, 32-47.
- Shantz, M.A., Price, J.S., 2006. Characterization of surface storage and runoff patterns following peatland restoration, Quebec, Canada. *Hydrol. Process.* 20, 3799-3814.
- Sharpley, A., Moyer, B., 2000. Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. *J. Environ. Qual.* 29, 1462-1469.
- Shipitalo, M.J., Gibbs, F., 2000. Potential of earthworm burrows to transmit injected animal wastes to tile drains. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 2103-2109.
- Simard, R.R., Beauchemin, S., Haygarth, P.M., 2000. Potential for preferential pathways of phosphorus transport. *J. Environ. Qual.* 29, 97-105.
- Simard, R.R., Cluis, D., Gangbazo, G., Beauchemin, S., 1995. Phosphorus status of forest and agricultural soils from a watershed of high animal density. *J. Environ. Qual.* 24, 1010-1017.
- Sims, J.T., Simard, R.R., Joern, B.C., 1998. Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. *J. Environ. Qual.* 27, 277-293.
- Skaggs, R.W., Brevé, M.A., Gilliam, J.W., 1994. Hydrologic and water quality impacts of agricultural drainage. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 24, 1-32.
- Skaggs, R.W., Youssef, M.A., Chescheir, G.M., Gilliam, J.W., 2005. Effect of drainage intensity on nitrogen losses from drained lands. *Trans. ASAE* 48, 2169-2177.
- Skiba, U., Ball, B., 2002. The effect of soil texture and soil drainage on emissions of nitric oxide and nitrous oxide. *Soil Use Manage.* 18, 56-60.
- Sloan, B.P., Basu, N.B., Mantilla, R., 2016. Hydrologic impacts of subsurface drainage at the field scale: Climate, landscape and anthropogenic controls. *Agric. Water Manage.* 165, 1-10.
- Smith, D.R., King, K.W., Johnson, L., Francesconi, W., Richards, P., Baker, D., Sharpley, A.N., 2015. Surface runoff and tile drainage transport of phosphorus in the midwestern United States. *J. Environ. Qual.* 44, 495-502.
- Smith, K.A., Ball, T., Conen, F., Dobbie, K.E., Massheder, J., Rey, A., 2003. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: Interactions of soil physical factors and biological processes. *Eur. J. Soil Sci.* 54, 779-791.
- Smith, R.V., Lennox, S.D., Jordan, C., Foy, R.H., McHale, E., 1995. Increase in soluble phosphorus transported in drainflow from a grassland catchment in response to soil phosphorus accumulation. *Soil Use Manage.* 11, 204-209.
- Southwick, L.M., Willis, G.H., Mercado, O.A., Bengtson, R.L., 1997. Effect of subsurface drains on runoff losses of metolachlor and trifluralin from Mississippi River alluvial soil. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 32, 106-109.
- Stamm, C., Doppler, T., Prasuhn, V., 2012. Standortgerechte Landwirtschaft bezüglich der Auswirkung von landwirtschaftlichen Hilfsstoffen auf Oberflächengewässer. Projekt-Schlussbericht. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), Schweiz.

- Stamm, C., Flühler, H., Gächter, R., Leuenberger, J., Wunderli, H., 1998. Preferential transport of phosphorus in drained grassland soils. *J. Environ. Qual.* 27, 515–522.
- Stamm, C., Singer, H., 2004. Standort und Herbizideinsatz aus Sicht des Gewässerschutzes. *AGRAR-Forschung* 11, 446–451.
- Stibinger, J., 2016. Drainage retention capacity (drec) to reduce runoff in drained areas (Malinik forest area, Czech Republic). *Irrig. Drain.* 65, 701–711.
- Stone, W.W., Wilson, J.T., 2006. Preferential flow estimates to an agricultural tile drain with implications for glyphosate transport. *J. Environ. Qual.* 35, 1825–1835.
- Szerencsits, E., Prasuhn, V., Churko, G., Herzog, F., Utiger, C., Zihlmann, U., Walter, T., Gramlich, A., 2018. Karte potenzieller Feucht-(Acker-)Flächen der Schweiz. *Agroscope Science* Nr. 72 / November 2018. 68 S.
- Taylor, G.S., Hundal, S.S., Fausey, N.R., 1980. Permeable backfill effects on water removal by subsurface drains in clay soil. *Trans. ASAE* 23, 104–108.
- Tessier, D., 1991. Influence des travaux d'améliorations foncières sur le régime hydrologique des cours d'eau – Rapport Final. Mandat du Service fédéral et du Service cantonal vaudois des améliorations foncières (SFAF et SAF/VD).
- Tessier, D., Consuegra, D., Musy, A., 1993. Influence des travaux d'améliorations foncières sur la régime hydrologique des cours d'eau. *Vermessung, Photogrammetrie, Kulturtechnik* 7, 439–443.
- Thomas, I.A., Jordan, P., Mellander, P.-E., Fenton, O., Shine, O., Ó hUallacháin, D., Creamer, R., McDonald, N.T., Dunlop, P., Murphy, P.N.C., 2016. Improving the identification of hydrologically sensitive areas using LiDAR DEMs for the delineation and mitigation of critical source areas of diffuse pollution. *Sci. Total Environ.* 556, 276–290.
- Thomas, I.A., Jordan, P., Shine, O., Fenton, O., Mellander, P.-E., Dunlop, P., Murphy, P.N.C., 2017. Defining optimal DEM resolutions and point densities for modelling hydrologically sensitive areas in agricultural catchments dominated by microtopography. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 54, 38–52.
- Tiemeyer, B., Frings, J., Kahle, P., Köhne, S., Lennartz, B., 2007. A comprehensive study of nutrient losses, soil properties and groundwater concentrations in a degraded peatland used as an intensive meadow – Implications for re-wetting. *J. Hydrol.* 345, 80–101.
- Tiemeyer, B., Lennartz, B., Vegelin, K., 2006. Hydrological modelling of a re-wetted peatland on the basis of a limited dataset for water management. *J. Hydrol.* 325, 376–389.
- Tuohy, P., Humphreys, J., Holden, N.M., Fenton, O., 2016. Runoff and subsurface drain response from mole and gravel mole drainage across episodic rainfall events. *Agric. Water Manage.* 169, 129–139.
- Turtola, E., Paajanen, A., 1995. Influence of improved subsurface drainage on phosphorus losses and nitrogen leaching from a heavy clay soil. *Agric. Water Manage.* 28, 295–310.
- Tuukkanen, T., Marttila, H., Klove, B., 2014. Effect of soil properties on peat erosion and suspended sediment delivery in drained peatlands. *Water Resour. Res.* 50, 3523–3535.
- UBA, 1996. Belastung aquatischer Ökosysteme durch Drainagewasser. Abschlußbericht zum F&E-Vorhaben der FhG. Nr. 126 05 089.
- UBA, 2001. Konzept zur Bewertung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächen- und Grundwasser unter besonderer Berücksichtigung des Oberflächenabflusses (Dokumentation zum Modell EXPOSIT).
- UBA, 2015. http://www.bvl.bund.de/DE/04_Pflanzenschutzmittel/03_Antragsteller/04_Zulassungsverfahren/07_Naturhaushalt/psm_naturhaush_node.html.
- Ulén, B., Larsbo, M., Krueger, J.K., Svanbäck, A., 2014. Spatial variation in herbicide leaching from a marine clay soil via subsurface drains. *Pest Manage. Sci.* 70, 405–414.
- Vallotton, N., Eggen, R.I.L., Escher, B.I., Krayenbühl, J., Chèvre, N., 2008. Effect of pulse herbicidal exposure on *Scenedesmus vacuolatus*: a comparison of two photosystem II inhibitors. *Environ. Toxicol. Chem.* 27, 1399–1407.
- van Asselen, S., Verburg, P.H., Vermaat, J.E., Janse, J.H., 2013. Drivers of wetland conversion: a global meta-analysis. *PLOS ONE* 8, 1–13.

- Van Es, H.M., Schindelbeck, R.R., Jokela, W.E., 2004. Effect of manure application timing, crop, and soil type on phosphorus leaching. *J. Environ. Qual.* 33, 1070-1080.
- Vereecken, H., 2005. Mobility and leaching of glyphosate: A review. *Pest Manage. Sci.* 61, 1139–1151.
- Verhoeven, J.T.A., Whigham, D.F., van Logtestijn, R., O'Neill, J., 2001. A comparative study of nitrogen and phosphorus cycling in tidal and non-tidal riverine wetlands. *Wetlands* 21, 210–222.
- Walter, T., Eggenberg, S., Gonseth, Y., Fivaz, F., Hedinger, C., Hofer, G., Klieber-Kühne, A., Richner, N., Schneider, K., Sczerencsits, E., Wolf, S., 2013. Operationalisierung der Umweltziele Landwirtschaft - Bereich Ziel- und Leitarten, Lebensräume (OPAL). ART-Schriftenreihe 18.
- Wauchope, R.D., Yeh, S., Linders, J.B.H.J., Kloskowski, R., Tanaka, K., Rubin, B., Katayama, A., Kördel, W., Gerstl, Z., Lane, M., Unsworth, J.B., 2002. Pesticide soil sorption parameters: Theory, measurement, uses, limitations and reliability. *Pest Manage. Sci.* 58, 419–445.
- Wesström, I., Messing, I., Linnér, H., Lindström, J., 2001. Controlled drainage - Effects on drain outflow and water quality. *Agric. Water Manage.* 47, 85–100.
- Wettstein, F.E., Kasteel, R., Garcia Delgado, M.F., Hanke, I., Huntscha, S., Balmer, M.E., Poiger, T., Bucheli, T.D., 2016. Leaching of the neonicotinoids thiamethoxam and imidacloprid from sugar beet seed dressings to subsurface tile drains. *J. Agric. Food Chem.* 64, 6407–6415.
- Williams, M.R., King, K.W., Fausey, N.R., 2015. Contribution of tile drains to basin discharge and nitrogen export in a headwater agricultural watershed. *Agric. Water Manage.* 158, 42–50.
- Wilson, L., Wilson, J., Holden, J., Johnstone, I., Armstrong, A.C., Morris, M., 2010. Recovery of water tables in Welsh blanket bog after drain blocking: Discharge rates, time scales and the influence of local conditions. *J. Hydrol.* 391, 377–386.
- Wiskow, E., van der Ploeg, R.R., 2003. Calculation of drain spacings for optimal rainstorm flood control. *J. Hydrol.* 272, 163–174.
- Wittmer, I., Moschet, C., Simovic, J., Singer, H., Stamm, C., Hollender, J., Junghans, M., Leu, C., 2014. Über 100 Pestizide in Fliessgewässern. *Aqua und Gas* 3, 32–43.
- Wohlrab, B., Ernstberger, H., Meuser, A., Sokollek, V., 1992. Landschaftswasserhaushalt; Wasserkreislauf und Gewässer im ländlichen Raum. Veränderungen durch Bodennutzung, Wasserbau und Kulturtechnik. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- Woltermade, C.J., 2000. Ability of restored wetlands to reduce nitrogen and phosphorus concentrations in agricultural drainage water. *J. Soil Water Conserv.* 55, 303–309.
- Zhao, S.L., Gupta, S.C., Huggins, D.R., Moncrief, J.F., 2001. Tillage and nutrient source effects on surface and subsurface water quality at corn planting. *J. Environ. Qual.* 30, 998-1008.
- Zhao, X., Christianson, L.E., Harmel, D., Pittelkow, C.M., 2016. Assessment of drainage nitrogen losses on a yield-scaled basis. *Field Crops Res.* 199, 156–166.
- Zollinger, F., 2006. Drainagen: Unterhalt bis in alle Ewigkeit? *Geomatik Schweiz* 12, 660–664.
- Zollner, A., Cronauer, H., 2003. Der Wasserhaushalt von Hochmooreinzugsgebieten in Abhängigkeit von ihrer Nutzung. *Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft: Hochwasserschutz im Wald* 40, 39–47.
- Zorn, A., 2018. Grundlagen der Wirtschaftlichkeit von Feucht-(Acker-)Flächen. *Agroscope Science* Nr. 75 / November 2018, 36 S.

6.2 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Inländische Feuchtgebiete mit Relevanz für landwirtschaftliche Drainage. Die Zusammenstellung basiert auf den Feuchtgebietsdefinitionen der Ramsar-Konvention (Scott und Jones, 1995).	13
Abbildung 2: Einfluss von Drainagen auf Oberflächenabfluss, unterirdischen Abfluss und Evapotranspiration und die wichtigsten Faktoren mit einem Einfluss auf die Stärke der Effekte. Blaue Pfeile indizieren einen reduzierten Fluss und rote Pfeile einen erhöhten Fluss oder erhöhte Rückhaltefähigkeit unter drainierten im Vergleich zu nicht drainierten Bedingungen.	16
Abbildung 3: Die Abbildung links ist von Robinson und Rycroft (1999) übernommen. Sie illustriert Effekte von unterirdischen Drainagen in Böden mit unterschiedlicher Textur in Nordeuropa auf Spitzenabflüsse. (-) steht für einen reduzierten Fluss (+) für einen erhöhten Fluss. Die Abbildung rechts zeigt die Texturklassen an (Quelle: https://www.qld.gov.au/environment/land/soil/soil-properties/texture#).	24
Abbildung 4: Grobe Charakterisierung der Drainageeffekte auf Wasserflüsse, Erosion und Stoffflüsse. Die "+" Symbole bedeuten eine Erhöhung der Flüsse durch die Drainageinstallation und die "-" Symbole stehen für eine Reduktion der Flüsse. Die Zahlen rechts indizieren die Anzahl berücksichtigter Studien mit reduzierenden (-), unklaren (0) und erhöhenden (+) Einflüssen auf die Flüsse. Alle für diese Graphik berücksichtigten Studien sind in Tabelle A.1. aufgelistet. *Die zwei Review-Artikel zu gasförmigen N-Verlusten von organischen Böden beinhalten eine grosse Zahl von Emissionsmessungen auf drainierten und nicht drainierten Böden aus mehreren Ländern, jedoch keine direkten Vergleichsstudien. Quelle: (Gramlich <i>et al.</i> , 2018).	41

6.3 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Studien zu Einflüssen landwirtschaftlicher Drainage und Landmelioration auf den Wasserhaushalt. NA steht für nicht verfügbar.	17
Tabelle 2: Zusammenfassung der Standorteigenschaften mit Effekten auf die Spitzenabflüsse von drainierten Ackerflächen auf Feldebene. WS steht für Wasserspiegel (übersetzt aus Gramlich <i>et al.</i> (2018)).	26
Tabelle 3: Prozentualer Austrag aus dem Boden über Drainagen ins Gewässer.	35
Tabelle 4: Erhöhtes Verhältnis der Konzentrationen im Gewässer je nach Szenario und Koc.	35
Tabelle 5: Erwartete Eigenschaften der Standortfaktoren auf Nährstoff- und PSM-Flüsse unter drainierten verglichen mit nicht drainierten Bedingungen. Hänge sind definiert als Gebiete mit einer Steigung von > 2%. WS steht für Wasserspiegel, OM für organisches Material (übersetzt aus Gramlich <i>et al.</i> (2018)).	38

Anhang

Tabelle A.1. Zusammenstellung der Studien zur Erstellung von Abbildung 4.

<p>Totale jährliche Flüsse Bengtson <i>et al.</i> (1988) Seuna und Kauppi (1981) Schilling und Helmers (2008) Blann <i>et al.</i> (2009) -> zitiert 4 Studien Skaggs <i>et al.</i> (1994) -> zitiert 6 Studien Holden <i>et al.</i> (2006a) -> zitiert 10 Studien (1:0, 9:+) Evans <i>et al.</i> (1995) Hennig und Hilger (2007) Zollner und Cronauer (2003) Wilson <i>et al.</i> (2010) Tuohy <i>et al.</i> (2016) Shantz und Price (2006) Muma <i>et al.</i> (2016)</p>
<p>Spitzenabflüsse Information aus Tabelle 1</p>
<p>Erosion unterirdische Drainagen Blann <i>et al.</i> (2009) -> zitiert 17 Studien Turtola und Paajanen (1995)</p>
<p>Erosion Oberflächendrainage Newson (1980) Holden <i>et al.</i> (2004) -> zitiert 11 Studien</p>
<p>Phosphor (total) Bengtson <i>et al.</i> (1988) Bengtson <i>et al.</i> (1995) Menberu <i>et al.</i> (2017) Haygarth <i>et al.</i> (1998) Koskinen <i>et al.</i> (2017)</p>
<p>Stickstoff (total) Mineralböden Seuna und Kauppi (1981) Blann <i>et al.</i> (2009) -> zitiert 4 Studien Skaggs <i>et al.</i> (1994) -> zitiert 5 Studien Williams <i>et al.</i> (2015) Evans <i>et al.</i> (1995) Grigg <i>et al.</i> (2003) Klavivko <i>et al.</i> (2004) Lennartz <i>et al.</i> (2011) Bengtson <i>et al.</i> (1988)</p>
<p>Stickstoff (total) organische Böden Holden <i>et al.</i> (2004) -> zitiert 7 Studien Menberu <i>et al.</i> (2017) Tiemeyer <i>et al.</i> (2007) Woltermade (2000)</p>
<p>Gasförmige N-Verluste Mineralböden Jungkunst <i>et al.</i> (2006) -> redoximorph verglichen mit gut durchlüfteten Böden Fernández <i>et al.</i> (2016) Grossel <i>et al.</i> (2016) Nash <i>et al.</i> (2015)</p>
<p>Gasförmige N-Verluste organische Böden <i>(Die beiden Review-Artikel zu N₂O-Emissionen von organischen Böden beinhalten eine grosse Zahl von Emissionsmessungen unter drainierten und nicht drainierten Bedingungen aus verschiedenen Ländern, jedoch keine direkten Vergleichsstudien.)</i> Kasimir-Klemedtsson <i>et al.</i> (1997) Leppelt <i>et al.</i> (2014)</p>



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössisches Departement für
Wirtschaft, Bildung und Forschung WBF
Agroscope