

Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn
und
Erftverband, Bergheim

Abschlussbericht zum Forschungsprojekt

Mikrobielle Belastung der Fließgewässer aus diffusen Eintragspfaden am Beispiel der Swist („Swist III“)



PD Dr. med. Thomas Kistemann MA (geogr.)
Dipl.-Umw.Wiss. Dipl.-Ing. Ekkehard Christoffels
Dipl. Biol. Dipl. Geogr. Christiane Franke
Dipl. Biol. Andrea Rechenburg
Dr. rer. nat. Marlene Willkomm
Prof. Dr. med. M. Exner

unter Mitarbeit von

Dipl.-Geogr. Thomas Claßen, Dr. rer. nat. Christoph Koch, Dipl. Geogr. Esther Rind, Regina Brang-Lambrecht, Dipl.-Biol. Susanne Baumanns, Dipl.-Biol. Sabine Nöbel, cand. biol. Christoph Ottenheim, cand. geogr. Zoltan Szenasi, Robert Krump

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
1.1	Problemstellung und Auftrag.....	1
1.2	Arbeitsplan.....	5
2	Material und Methoden	7
2.1	Beschaffung von Daten zur Charakterisierung des Einzugsgebietes.....	7
2.1.1	Geländebegehungen und Kartierungen.....	8
2.1.2	Hydrologische und hydraulische Datenquellen.....	9
2.1.3	Geographisches Informationssystem.....	9
2.2	Kurzbeschreibung des Einzugsgebietes der Swist.....	10
2.2.1	Naturräumliche Gliederung.....	11
2.2.2	Flächennutzung.....	13
2.3	Charakterisierung der Probenahmestellen.....	14
2.3.1	Gewässer (Regelproben).....	16
2.3.2	Oberflächen- und Bodenwasserabfluss sowie Drainagen (Ereignisproben).....	25
2.4	Technik zur Realisierung ereignisbezogener Beprobungen.....	27
2.4.1	Entwicklung und Installation der Probenahmemimik.....	27
2.4.2	Meldesystem.....	27
2.5	Probenahme.....	27
2.5.1	Regelmäßige Beprobung der Gewässer.....	27
2.5.2	Beprobungen der Abflusskomponenten Oberflächen- und Bodenwasserabfluss.....	27
2.5.3	Beprobungen der Drainagen.....	27
2.5.4	Dokumentation der Probenahme.....	27
2.6	Untersuchungsumfang.....	27
2.6.1	Abflussmessung.....	27
2.6.2	Physikalisch-Chemische Parameter.....	27
2.6.3	Bakteriologische Parameter.....	27
2.6.4	Parasitologische Parameter.....	27
2.7	Korrelationsberechnungen.....	27
3	Ergebnisse	27
3.1	Regelbeprobungen der Fließgewässer.....	27
3.1.1	Pommersbach (Wald).....	27
3.1.2	Hunnensiefen (Teichanlage).....	27
3.1.3	Hunnensiefen (Weide).....	27
3.1.4	Die Wässers (Acker).....	27
3.1.5	Morsbach (Sonderkultur).....	27

3.2	Ereignisbeprobungen der Oberflächen- und Bodenwasserabflüsse sowie der Drainagewässer in den Teileinzugsgebieten	27
3.2.1	Am Hunnensiefen (Wald)	27
3.2.2	Am Zingsbach (Grünland)	27
3.2.3	Am Sürstbach (Acker/Sonderkultur).....	27
3.2.4	Am Morsbach (Sonderkultur)	27
3.3	Statistische Analyse	27
3.4	Frachtberechnungen	27
4	Diskussion	27
4.1	Hydraulische Situation im Untersuchungszeitraum	27
4.2	Mikrobielle Belastung der Fließgewässer durch diffuse Quellen	27
4.2.1	Jahresfrachten	27
4.2.2	Jahreszeitliche Abhängigkeiten.....	27
4.2.3	Belastungen durch vorhandene potentielle Kontaminationen im Einzugsgebiet	27
4.2.4	Bedeutung der verschiedenen diffusen Abflusskomponenten	27
4.2.5	Bedeutung der diffusen Quellen im Vergleich zu Punktquellen (Bilanzierung).....	27
4.3	Bewertungskriterien	27
4.4	Risikobewertung von Infektionen	27
4.5	Weiterer Forschungsbedarf	27
5	Zusammenfassung	27
6	Literatur.....	27
7	Anhang.....	27

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Aufbauskizze des Monitoringsystems Probenahmemimik, Erftverband.....	27
Abb. 2: Probenahmerack (Fotos: M. Willkomm, 2005)	27
Abb. 3: Formel und Erläuterungsskizze zur Abflussmessung nach Fischer.....	27
Abb. 4: <i>E. coli</i> -Konzentrationen (Direktnachweis) in den Gewässerproben differenziert nach Landnutzung.....	27
Abb. 5: Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen in den Gewässerproben differenziert nach Landnutzung.....	27
Abb. 6: Phosphor _{gesamt} -Konzentrationen in den Gewässerproben differenziert nach Landnutzung.....	27
Abb. 7: Mikroorganismen-Konzentrationen in den Ereignisproben differenziert nach Landnutzung, am Beispiel des Parameters <i>E. coli</i> (Direktnachweis).....	27
Abb. 8: Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen in den Ereignisproben differenziert nach Landnutzung. .	27
Abb. 9: Phosphor _{gesamt} -Konzentrationen in den Ereignisproben differenziert nach Landnutzung. ..	27
Abb. 10: Volumina der Abflusskomponenten Oberflächen- und Bodenwasserabfluss (Rackproben).	27
Abb. 11: Verhältnis der eingetragenen Jahresfrachten pro Hektar Rackeinzugsgebiet aus den Abflusskomponenten Oberflächen- und Bodenwasserabfluss am Beispiel Nitrat-Stickstoff. .	27
Abb. 12: Verhältnis der eingetragenen Jahresfrachten pro Hektar Rackeinzugsgebiet aus den Abflusskomponenten Oberflächen- und Bodenwasserabfluss am Beispiel Phosphor	27
Abb. 13: Verhältnis der eingetragenen Jahresfrachten pro Hektar Rackeinzugsgebiet aus den Abflusskomponenten Oberflächen- und Bodenwasserabfluss am Beispiel von <i>E. coli</i> (Direktnachweis).....	27
Abb. 14: Summe der Jahresniederschläge an den Messstationen im Einzugsgebiet der Swist für den Zeitraum 20.11.2005-19.11.2006	27
Abb. 15: Tagessummen des Niederschlags an der Messstation Todenfeld im zeitlichen Verlauf und Tage, an denen Rackproben des Oberflächen- und Bodenwasserabflusses gewonnen werden konnten.	27
Abb. 16: Mikrobielle Frachten des Oberflächenabflusses verschieden genutzter Flächen	27
Abb. 17: Mikrobielle Frachten des Bodenwasserabflusses verschieden genutzter Flächen.....	27
Abb. 18: Flächenanteile der Landnutzungen im Einzugsgebiet der Swist (Daten nach ATKIS).	27
Abb. 19: Potentielle Kontaminationsquellen diffusen Eintrags, der nicht unmittelbar mit der Landnutzung in Verbindung steht, im Einzugsgebiet der Gewässerprobenahmestellen.....	27
Abb. 20: Vergleich der Konzentrationen von <i>E. coli</i> in unterschiedlichen Abflüssen.....	27
Abb. 21: Mediane der jährlichen Einleitungsmengen der Mischwasserentlastungen und Kläranlagen im Einzugsgebiet der Swist 2006	27
Abb. 22: Jährlicher Anteil der Punkt- und diffusen Quellen am Wasserzufluss zur Swist (Datengrundlage Erftverband 2006).....	27
Abb. 23: Jahresfrachten von <i>E. coli</i> (MPN-Verfahren) im Einzugsgebiet der Swist aus Kläranlagen, Mischwasserentlastungen und diffusem Eintrag (Szenario extensive Grünlandnutzung).	27
+Abb. 24: Jahresfrachten von Clostridien im Einzugsgebiet der Swist aus Kläranlagen, Mischwasserentlastungen und diffuser Eintrag.....	27
Abb. 25: Jahresfrachten von <i>Giardia lamblia</i> , im Einzugsgebiet der Swist aus Kläranlagen, Mischwasserentlastung und diffusem Eintrag.....	27

- Abb. 26: Jahresfracht von Nitrat-Stickstoff aus dem Oberflächen- (OA) und Bodenwasserabfluss (BA) aus unterschiedlich genutzten, unversiegelten Flächen im Einzugsgebiet der Swist. Prozentangabe = Anteil der Flächen im Einzugsgebiet. 27
- Abb. 27: Jahresfracht von Phosphor_{gesamt} aus dem Oberflächen (OA)- und Bodenwasserabfluss (BA) aus unterschiedlich genutzten, unversiegelten Flächen im Einzugsgebiet der Swist. Prozentangabe = Anteil der Fläche am Einzugsgebiet 27
- Abb. 28: Jahresfracht von *E. coli*, Fäkalstreptokokken und Clostridien aus dem Oberflächen (OA)- und Bodenwasserabfluss (BA) aus unterschiedlich genutzten, unversiegelten Flächen im Einzugsgebiet der Swist. Prozentangabe = Anteil der Fläche am Einzugsgebiet..... 27
- Abb. 29: Jahresfracht von allgemeiner Koloniezahl bei 20 °C und 36 °C, coliformen Bakterien und *Campylobacter* aus dem Oberflächen (OA)- und Bodenwasserabfluss (BA) aus unterschiedlich genutzten, unversiegelten Flächen im Einzugsgebiet der Swist. 27
- Abb. 30: Jahresfracht von *E. coli* im Einzugsgebiet der Swist aus unterschiedlich genutzten, unversiegelten Flächen unter der Annahme, dass das gesamte Grünland extensiv (links) bzw. als Viehweide (rechts) im Einzugsgebiet genutzt wird 27
- Abb. 31: Jahresfracht von Nitrat-Stickstoff (links) und Phosphor_{gesamt} (rechts) im Einzugsgebiet der Swist aus unterschiedlich genutzten, unversiegelten Flächen 27
- Abb. 32: Häufigkeit der Grenzwertüberschreitungen in den Gewässern nach AGA und Badegewässerverordnung NRW für den Parameter *E. coli* [%]. 27
- Abb. 33: Häufigkeit der Grenzwertüberschreitungen in den einzelnen Abflusskomponenten nach AGA und Badegewässerverordnung NRW für den Parameter *E. coli* [%]. 27

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Übersicht über alle untersuchten Parameter	27
Tab. 2: Übersicht über die Klassifizierung der Signifikanzen und Korrelationskoeffizienten	27
Tab. 3: Korrelationen hygienisch-mikrobiologischer Parameter	27
Tab. 4: Korrelationen hygienisch-mikrobiologischer Parameter mit Landnutzung und physikochemischen Parametern.....	27
Tab. 5: Korrelationen chemischer Parameter (Auszug).....	27
Tab. 6: Korrelationen der Pflanzenschutzmittel	27
Tab. 7: Jahresfrachten der mikrobiologischen Parameter pro Hektar	27
Tab. 8: : Klassifizierung von Jahresniederschlagssummen nach Erftverband	27
Tab. 9: Jahresfrachten von <i>E. coli</i> (Direktnachweis) aus unterschiedlich genutzten, unversiegelten Flächen im Einzugsgebiet der Swist.....	27
Tab. 10: Durchschnittliche Mikroorganismenkonzentrationen der Gewässerproben von Teichanlage und Weide.....	27
Tab. 11: Chemische Richt-, Leit- und Grenzwerte verschiedener Gewässernutzungen bzw. Verordnungen	27
Tab. 12: Mikrobiologische Grenzwerte nutzungsbezogener Verordnungen.....	27
Tab. 13: Risk assessment results - Cryptosporidium im Trinkwasser, adaptiert nach Macgill et al. (2001).....	27

Kartenverzeichnis

Karte 1: Übersicht über das Einzugsgebiet der Swist.....	10
Karte 2: Digitales Höhenmodell des Einzugsgebietes der Swist	11
Karte 3: Flächennutzung im Einzugsgebiet der Swist.....	14
Karte 4: Lage der Probenahmestellen und Flächennutzung der Teil-Einzugsgebiete.....	15

Abkürzungsverzeichnis

AGA	Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer
A _{red}	reduzierte Fläche
BA	Bodenwasserabfluss
BadegewRL	Badegewässerrichtlinie
BadegewVO NW	Badegewässerverordnung des Landes Nordrhein-Westfalen
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
D	Drainagen
DIN	Deutsche Industrienorm
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EN	Europäische Norm
EG-WRRL	EG-Wasserrahmenrichtlinie
FNU	Formazine nephelometric units = Einheit der Trübungsmessung
HPLC/DAD	High pressure liquid chromatography
ICP-MS	Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry
IR	Infrarot
ISO	International Standard Operation
JAM	Jahresabwassermenge
JN	Jahresniederschlag
JNA	Jahresniederschlagsabfluss
JNA _{beh}	behandelte Jahresniederschlagsabfluss
JNA _{entl.}	jährliche Entlastungsmenge
JSM	Jahresschmutzwassermenge
KBE	Koloniebildende Einheiten
KW	Kalenderwoche
MPN	Most Probable Number
N (oder n)	Anzahl
OA	Oberflächenabfluss
PSM	Pflanzenschutzmittel
r	Korrelationskoeffizient
RL	Richtlinie
SW	Sickerwasser
TOC	Total organic Carbon = gesamter organisch gebundener Kohlenstoff
TrinkwV	Trinkwasserverordnung
WHO	World Health Organisation = Weltgesundheitsorganisation

1 Einleitung

1.1 Problemstellung und Auftrag

In den vergangenen Jahrzehnten wurden vielfältige Anstrengungen zur Verbesserung der Gewässerqualität unternommen. Die Maßnahmen zur Abwasserbehandlung senkten die chemischen Belastungen der Gewässer erheblich, so dass die chemische Gewässergüte heute vielfach ein zufrieden stellendes Level erreicht hat. Umfassendere Erkenntnisse auf dem Gebiet der Ökologie fordern zusätzlich Bemühungen, die Struktur der Gewässer inklusive Ufer und Sohle zu verbessern und dem natürlichen Zustand näher zu bringen. Mit der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) wurde die wasserwirtschaftliche Perspektive erweitert (siehe Richtlinie 2000/60/EG, Anhang V): die Bewirtschaftung eines Gewässers soll in Verbindung mit seinem Einzugsgebiet erfolgen. Ziel ist das Erreichen des „guten ökologischen Zustandes“ bis 2015. Neben den allgemein recht gut untersuchten Punktquellen ist die Bedeutung des Eintrags von Belastungen aus diffusen Quellen in diesem Zusammenhang eine wichtige Regelgröße.

Für die anthropogene Nutzung von Oberflächengewässern sind indes heute vielfach mikrobielle Belastungen limitierend. Bekannte und inzwischen gut untersuchte Ursache der mikrobiellen Belastung ist die Nutzung vieler Fließgewässer als Vorfluter für abwassertechnische Anlagen (Swist I). Dies gilt insbesondere bei einem nahezu flächendeckenden Ausbau der zentralen Abwasserbeseitigung, wie z.B. in den dicht besiedelten Regionen im Bundesgebiet (beispielsweise Nordrhein-Westfalen). Dabei existieren bis heute weder verbindliche hygienisch-mikrobiologische Anforderungen an die Qualität des geklärten Abwassers bei der Einleitung in die Gewässer, noch hygienisch-mikrobiologische Grenzwerte für die Gewässer selbst, sofern sie nicht explizit für die Trinkwassergewinnung oder als Badegewässer ausgewiesen sind. Hygienisch-mikrobiologische Parameter werden auch nach den Bestimmungen der EG-WRRL nicht zur Beurteilung des Zustandes der Oberflächengewässer in Betracht gezogen.

Im Zuge der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) steht die Wasserwirtschaft dennoch vor neuen Herausforderungen (2001, Kistemann und Claßen, 2003). Wesentliche Aspekte sind die Verwirklichung einer einzugsgebietsorientierten Betrachtungsweise im Sinne einer integralen Bewirtschaftung der Ge-

wässer und die Etablierung einer kombinierten, emissions- und immissionsbezogenen Betrachtung, z.B. bei der Bewertung von Entlastungen aus Mischwasserkämen an Hand physiko-chemischer und hydraulischer Kenngrößen in Abhängigkeit von der Aufnahmefähigkeit des jeweiligen Fließgewässers.

Dennoch führt der zunehmende Nutzungsdruck auf die Gewässer zur Initiierung von Projekten, die u. a. die Wiederherstellung der Badegewässerqualität in Gewässern anstreben, z.B. weite Teile der Isar in Bayern (Riegler, 2002). Die WHO beschreibt im Annapolis-Protokoll (1999), auf welche Weise Gewässer, die Erholungszwecken dienen, überwacht werden sollten. Dabei wird explizit auf die Gesundheitsgefährdung durch den Eintrag von Pathogenen aus Abwasserbehandlungsanlagen und diffusen Verschmutzungsquellen eingegangen. Zwar sind die Risiken bekannt, quantitative Abschätzungen, welche Frachten über die verschiedenen Wege in die Gewässer eingetragen werden, liegen jedoch nicht vor (Weber, 1987, Hansen und Ongerth, 1991, Prüss, 1998, Novotny et al., 2001, Petts, 2001, Ritter et al., 2002) bzw. beschränken sich auf chemische Parameter (Bach et al., 2001, Kao und Wu, 2001).

Die nordrhein-westfälische Landesregierung förderte verschiedene Projekte zur Ermittlung von Eintragungspfaden pathogener Mikroorganismen in Oberflächengewässer, die zur Schließung bestehender Wissenslücken beitragen:

- mikrobielle Belastung von Talsperrenzuläufen (Talsperrenprojekt),
- mikrobielle Fließgewässerbelastungen durch Kläranlagen (Swist I) und
- mikrobielle Fließgewässerbelastung durch Regenentlastungen der Mischkanalisation (Swist II).

So können die Auswirkungen anthropogener Belastungen der Gewässer durch Siedlungsabwasser aus Kläranlagen und Mischwassereinleitungen mittlerweile gut quantifiziert werden (Kistemann et al., 2001, Kistemann et al., 2002, Kistemann et al., 2004).

Ein Ergebnis der vorliegenden Arbeiten ist, dass bereits in den vermeintlich unbelasteten Oberläufen signifikante mikrobielle Belastungen bzw. Einträge existieren, die nicht schlüssig auf die vorgenannten Eintragungspfade zurückzuführen sind und ein maßgebliches Bilanzdefizit erkennen lassen. Dies wird durch die umfangreich durchgeführten Kartierungen potentieller Kontaminationsquellen während des Projektes "Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Regenentlastun-

gen der Mischkanalisation am Beispiel der Swist" (Swist II) bestätigt. Als funktionale potentielle Quellen kommen u.a. Oberflächenabfluss und Abschwemmungen von unbefestigten Flächen, Hofabläufe, Direkteinleitungen z.B. aus der Trennkanalisation, Drainagen und offene Gräben sowie Viehtränken in Betracht. Je nach Landnutzung unterscheiden sich die Einträge aus oben genannten Quellen in qualitativer wie quantitativer Hinsicht zum Teil erheblich. An der Lahn wurde von Graw und Borchardt (1995) gezeigt, dass unter Niedrigwasserverhältnissen und bei Trockenwetter der bestimmende Anteil der bakteriellen Belastung des Gewässers von Einleitungen aus Kläranlagen ausgeht. Bei Starkregenereignissen ist mit einer Erhöhung der Belastung zu rechnen, da durch Abschwemmungen von der Fläche und starke Turbulenzen im Gewässer erhebliche Mengen Bakterien aus dem Sediment resuspendiert werden können (Graw und Borchardt, 1995, Borchardt et al., 1998). Heinonen-Tanski und Uust-Kämpä (2001) konnten zeigen, dass während Regenereignissen große Mengen an Fäkalien, die als Dünger auf Wiesen ausgebracht wurden, in die Gewässer abgeschwemmt werden. Die Autoren stellten größere Abschwemmungen fest bei Anwendung des Injektionsverfahren als beim flächenhaften oberflächlichen Ausbringen. Hardina und Fujioka (1991) beschrieben den Einfluss von Bodenabschwemmungen auf die mikrobiologische Qualität von Fließgewässern und fanden einen hohen Eintrag an Mikroorganismen. Auch im Oberflächenwasser und in Sedimenten in Wisconsin, USA wurden hohe Bakterienkonzentrationen gemessen. Es konnten jedoch keine Zusammenhänge mit herrschenden Wetterbedingungen festgestellt werden, obwohl diese vermutet wurden (Kinzelman et al., 2004).

Vor diesem Hintergrund beauftragte das MUNLV NRW das Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn in Kooperation mit dem Erftverband, Bergheim, mit der Durchführung des F&E-Vorhabens:

"Mikrobielle Belastung der Fließgewässer aus diffusen Eintragungspfaden am Beispiel der Swist" („Swist III“).

Der vorliegende Bericht soll dazu beitragen, das Basiswissen, welches die unterschiedlichen Randbedingungen und diffusen Eintragungspfade von pathogenen Mikroorganismen berücksichtigt, zu erweitern und eine Risikoabschätzung in Anlehnung an das HACCP-Konzept¹ zu ermöglichen. Der vorliegende Bericht dient darüber hinaus

¹ Hazard Analysis Critical Control Point-Konzept: Ursprünglich in der Lebensmittelüberwachung entwickeltes Konzept zur Überwachung des gesamten Produktionsprozesses.

als Fundament bei der Erarbeitung von geeigneten Bewirtschaftungsstrategien (Fehr, 1995, Medema et al., 1997a, Hoornstra und Notermans, 2001, Novotny et al., 2001).

In enger Abstimmung mit dem Landesumweltamt (LUA) und dem MUNLV NRW wurde wiederum das Einzugsgebiet der Swist (Flussgebietskennzahl 2742) als Untersuchungsraum ausgewählt, da aus den o.g. Vorläuferprojekten bereits umfassende Daten über das Gewässersystem und sein Einzugsgebiet sowie die einleitenden Kläranlagen und Regenentlastungen existieren.

Aufbauend auf den Ergebnissen der Vorgängerprojekte (s.o.) lag das Ziel dieses Vorhabens in folgenden Arbeitsschwerpunkten:

- Erfassung der hygienisch-mikrobiologischen und chemischen Belastungen der diffusen Eintragspfade (Oberflächenabfluss, Bodenwasserabfluss², Drainagen) zur Vervollständigung einer Gesamtemissionsbilanz und zur Ermittlung der jeweiligen Anteile der Herkunftsbereiche an der Gesamtbelastung der Swist und ihrer Nebenläufe;
- Darstellung der zeitlichen – saison-spezifischen bzw. ereignisspezifischen – Schwankungsbreite der Belastungen sowie ihrer räumlichen Zuordnung (hierzu erfolgt eine Festlegung der Bilanzierungsräume und Bilanzzeitfenster);
- Ausweisung von Teileinzugsgebieten und korrespondierenden Zeitfenstern, in denen die Einhaltung bzw. die Überschreitung einschlägiger Richt- und Grenzwerte (z.B. EG-Badegewässerrichtlinie, Güteanforderungen Beregnungswasser für Freilandkulturen) mit einer hohen, noch zu quantifizierenden Wahrscheinlichkeit zu erwarten ist.

² Bodenwasserabfluss: Bezeichnung für den oberflächennahen Zwischenabfluss im Sinne des englischen Begriffs „subsurface run-off“

1.2 **Arbeitsplan**

Die Projektlaufzeit war per Zuwendungsbescheid des MUNLV NRW zunächst auf 15 Monate (01.02.2005 bis 30.04.2006) festgesetzt worden. Dieser Zeitraum wurde witterungsbedingt auf den 31.03.2007 verlängert, um ein repräsentatives Datenkollektiv zu erhalten (s.u.). Das Projekt gliedert sich grob in drei Abschnitte:

Phase I (01.02.2005 – 30.04.2005):

- Einrichtung eines ständigen Arbeitskreises unter Beteiligung des Institutes für Hygiene und Öffentliche Gesundheit, des Erftverbandes und des Landesumweltamts;
- Sichtung von Daten, Material und weiterführenden Informationen zu diffusen Einleitungen und Belastungen im Untersuchungsgebiet aus Datenbeständen von Behörden (Landes- bis Kommunenebene) und Verbänden;
- Sichtung von Daten und Informationen zu hydrologischen und meteorologischen Bedingungen im Untersuchungsgebiet;
- Überführung der verfügbaren Informationen in ein Geographisches Informationssystem, welches mit dem landesweiten Datenbanksystem DEA kompatibel ist;
- Kartierung potentieller Kontaminationsstellen im Gewässerlängsverlauf der Swist sowie weiterer, in Abstimmung mit dem Arbeitskreis festgelegter Gewässerabschnitte als Interpretationsgrundlage tatsächlich bestehender Nutzungen am Gewässer;
- Auswahl geeigneter Gewässerprobenahmestellen und Nutzflächen für die Beprobung der einzelnen Abflusskomponenten bei Niederschlag im Untersuchungsgebiet;

Swist III - Kap. 1 Einleitung

Phase II (01.05.2005 – 15.12.2006):

- Entwicklung und Installation der Probenahmemimik (Racks) im Gelände (siehe Kap. 2.4).
- Regel- und Trockenwetterbeprobung an den ausgewählten Gewässern (insgesamt 5 Stellen);
- Ereignisgesteuerte Probenahme und die Erfassung der Abflussmenge im Bereich unterschiedlicher Flächennutzungen. Der genaue Umfang der Beprobungen wird in Kap.2.5 dargelegt;
- Untersuchung auf die in Kap. 2.6 aufgeführten physiko-chemischen und hygienisch-mikrobiologischen Parameter;
- Abgleich der Daten und weiteren Informationen zu diffusen Einträgen und anderen potentiellen Belastungsquellen untereinander sowie mit den Erkenntnissen der Gewässerbegehung.

Phase III (15.12.2006 – 30.06.2007):

- Datenanalyse
- Bilanzierung der ereignis- und jahresbezogenen Frachten aus diffusen Quellen sowie Entlastungen der Mischkanalisation und Kläranlagen auf der Datengrundlage der Vorgängerprojekte für das Untersuchungsgebiet (siehe Kap. 3.4 und Kap. 4.2);
- Abschätzung von Gesundheitsrisiken durch pathogene Mikroorganismen für die Bevölkerung über den Vergleich mit Grenz- und Richtwerten (Microbial Risk Assessment) (siehe Kap. 4.4);
- Erstellung und Präsentation des Abschlussberichts.

2 Material und Methoden

2.1 Beschaffung von Daten zur Charakterisierung des Einzugsgebietes

Eine umfassende Beschreibung und geoökologische Charakterisierung der diffusen Eintragspfade im Einzugsgebiet eines Fließgewässers setzt die Kenntnis einer Vielzahl von Parametern voraus. Die stoffliche und (mikro-)biologische Beschaffenheit des Wasserkörpers selbst wird, ebenso wie die morphologische Gewässerstruktur, maßgeblich vom Einzugsgebiet mitbestimmt. Neben den naturräumlichen Gegebenheiten zählt hierzu die Art und Intensität verschiedener Landnutzungen. Gebietsspezifische Informationen der Wirtschafts- und Siedlungsstruktur sowie der direkten Inanspruchnahme der Gewässer durch Entnahmen, Stauhaltungen, Einleitungen u. a. sind notwendig, um direkte wie indirekte potentielle Gefährdung eines Gewässers einschätzen zu können.

Aus den Vorgängerprojekten „Untersuchungen zur mikrobiellen Belastung von Fließgewässern durch Kläranlagen“ (Swist I) und „Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastungen der Mischkanalisation am Beispiel der Swist“ (Swist II) standen bereits umfangreiche Daten zur Verfügung, insbesondere zu Gewässersystem, Flächennutzung und naturräumlicher Gegebenheit sowie zu den Kläranlagen und zu landwirtschaftlichen Betrieben. Im Rahmen von Swist II wurden außerdem umfangreiche Kartierungen zur hygienisch-geoökologischen Charakterisierung der Entwässerungsgebiete der untersuchten abwassertechnischer Anlagen, des Gewässereinzugsgebietes sowie beispielhaft und sehr detailliert für zwei Gewässerabschnitte (Swist, Sürst-/Jungbach) durchgeführt. Aufbauend auf diesen Ergebnissen wurden zur Spezifizierung der diffusen Eintragspfade Monitoringtechniken etabliert, durch welche diverse Informationen gewonnen werden konnten.

Um mögliche Belastungsquellen der Fließgewässer im Untersuchungsgebiet zu ermitteln, wurden überwiegend Daten zur Nutzung der Gewässer und des Einzugsgebietes erhoben. Im Projekt Swist III mussten folgende Fragestellungen beantwortet werden:

- Mikrobielle Belastung der Swist-Zuflüsse im Verlauf des Gewässers sowie durch Kläranlagen (Swist I) und Abschlüge aus Regenüberlaufbecken (Swist II);

- Nutzung des Gerinnes als Brauchwasserquelle, Badegewässer oder Viehtränke, zur Fischzucht oder zu Erholungszwecken;
- Landnutzung im Einzugsgebiet bezogen auf Siedlungsflächen, landwirtschaftliche Nutzflächen, Waldbestände und Gewerbegebiete.

2.1.1 Geländebegehungen und Kartierungen

Für die Abschätzung der mikrobiellen Belastungen im Gewässer aus diffusen Quellen ist eine detaillierte Charakterisierung des Einzugsgebietes der Swist notwendig. Besonders mit Blick auf die Landnutzung müssen die tatsächlichen wie potentiellen Kontaminationen der Gewässer identifiziert werden, auf deren Basis eine Bewertung und Risikoabschätzung erfolgen kann. Im Rahmen von Ortsbegehungen und Kartierungen im Maßstab 1:5.000 wurden daher auch Belastungsquellen unterschiedlicher anthropogener Nutzungen (Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Verkehr, Freizeit/Erholung, Bebauung), Einflüsse von Wildtieren (z.B. Kot, Suhlstellen, Trittspuren) sowie gewässerorientierte Belastungsquellen (z.B. Einleitungen, Gewässer- und Uferstruktur, Querbauwerke) erfasst und in das GIS eingepflegt (vgl. Feldprotokoll zur Kartierung im Anhang). Neben punktuellen Belastungen konnten so auch flächige Einträge (z.B. Abschwemmung von Gülle bzw. ihr Rückhalt durch Ufervegetation) identifiziert werden. Die gesammelten Informationen wurden in einer Datenbank (MS-Access[®]) abgelegt und in das GIS integriert. Soweit möglich erfolgte eine kategorisierte Zuordnung zu anthropogenen Nutzungen. Drainagekarten der fraglichen Gebiete lagen ebenfalls vor, so dass im Falle von Einleitungen aus Drainagen die Herkunft des Drainagewassers nachvollzogen werden konnte.

In einigen Fällen wurden zur Ergänzung der Bodenkarte (BK 50) eigene Bodenproben gezogen und Bodenprofile erstellt, um die lokalen Gegebenheiten im Bereich der ausgewählten Probenahmestellen adäquat abbilden zu können.

Zahlreiche Informationen über Belastungen am und im Gewässer sowie im Einzugsgebiet wurden darüber hinaus im Laufe des Projektes bei der wöchentlichen Probenahme vor Ort gewonnen. Oftmals handelt es sich hierbei um eher zufällige und ungewollte Beobachtungen (z.B. Gülleaufbringung, spielende Kinder oder Hunde im Gewässer), die eine Unterstützung für die Risikoabschätzung darstellen.

2.1.2 Hydrologische und hydraulische Datenquellen

Die Quantifizierung des diffusen Eintrags stellt einen wesentlichen Aspekt zur Abschätzung des Anteils an der Gesamtbelastung der Fließgewässer dar. Besonders Frachtberechnungen setzen eine detaillierte Kenntnis der hydrologischen wie hydraulischen Bedingungen im gesamten Einzugsgebiet voraus. Neben Literatur und Kartenwerken, die als Informations- und Datenquellen dienen, stellten die hoch aufgelösten Daten der Klimastationen und Abflusspegel des Erftverbandes, welche im Einzugsgebiet erfasst werden, eine wichtige Quelle dar.

Der Abfluss der Swist wird an zwei Pegelstationen (Morenhoven und Weilerswist) erfasst, die vom Land Nordrhein-Westfalen betrieben werden. Die Pegelstände werden kontinuierlich gemessen. Sie sind in einer zeitlichen Auflösung von maximal fünf Minuten verfügbar.

Im Einzugsgebiet der Swist liefern 9 Klimastationen des Erftverbands kontinuierlich Wetterdaten, darunter minütliche Aufzeichnungen von Lufttemperatur und Niederschlagshöhe. Aufgrund von vorhandenen, flächendeckenden Klimastationen im Einzugsgebiet ist eine Einbindung von Wetterdaten aus weiteren Quellen wie dem Deutschen Wetterdienst nicht notwendig.

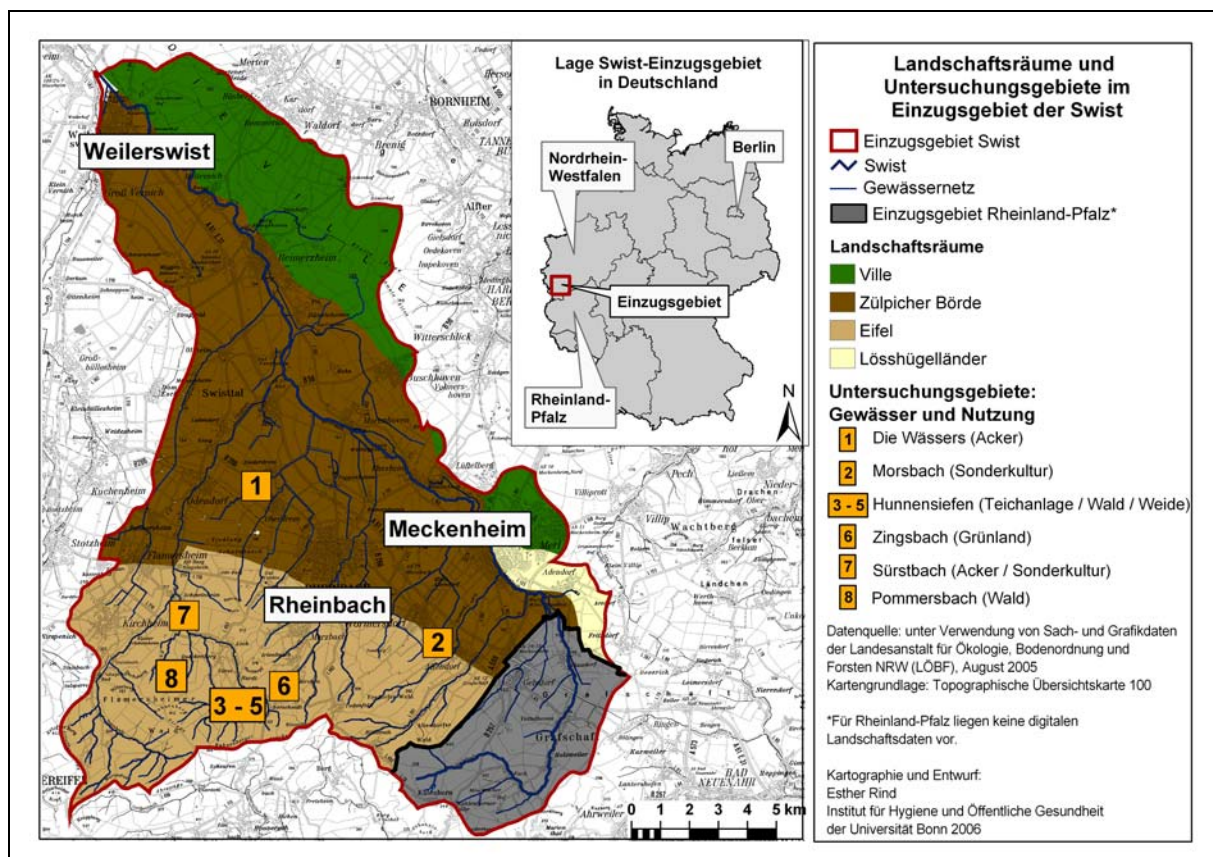
2.1.3 Geographisches Informationssystem

Zur weiteren Analyse und Visualisierung wurden die Daten, welche durch die Auswertung von Fachliteratur, Internetquellen und Kartenmaterial sowie über eigene Erhebungen gewonnen wurden, in ein Geographisches Informationssystem (ArcGIS®⁹) überführt und vervollständigen bzw. aktualisieren die geoökologische Charakterisierung des Einzugsgebiets der Swist. Verfügbar sind z.B. neben Landschafts- und Bodendaten auch Informationen zu Kontaminationsquellen oder zur Abwasserbehandlung. Die verwendeten Geobasisdaten (ATKIS-Basis-DLM) wurden mit Erlaubnis des Landesamtes für Vermessung und Geobasisinformation Rheinland-Pfalz vervielfältigt (Az. 26722-1.11 vom 01.10.2001) sowie vom Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen 1999 zur Verfügung gestellt.

Zur anschaulichen Dokumentation wurden die potentiellen Kontaminations- sowie die Probenahmestellen und Auffälligkeiten fotografiert. Diese Fotos wurden ebenso wie alle weiteren digital erfassten Informationen in das GIS eingebunden und stehen zur Analyse und Visualisierung zur Verfügung.

2.2 Kurzbeschreibung des Einzugsgebietes der Swist

Die Swist ist mit rund 42 km Fließlänge das längste Nebengewässer der Erft. Sie entspringt auf 350 m ü. NN im nördlichen Randgebiet der Eifel und mündet bei Weilerswist rechtsseitig in den oberen Mittellauf der Erft. Quelle und Mündung begrenzen gleichzeitig die S-N-Ausdehnung des 285 km² großen Einzugsgebietes. Es erstreckt sich von der rheinland-pfälzischen Landesgrenze im Süden bis Weilerswist im Norden sowie von Flammersheim im Westen bis Meckenheim im Osten. Administrativ gehört der größte Teil des Einzugsgebietes zum Rhein-Sieg-Kreis, nur ein kleiner Bereich liegt im Kreis Euskirchen. Ein kleiner, süd-östlicher Teil des Einzugsgebietes mit den Gemeinden Grafschaft und Altenahr gehört zu Rheinland-Pfalz. Der Swist fließen zahlreiche kleinere Bäche zu, von welchen die meisten ebenfalls in der Eifel entspringen (vgl. Karte 1). Zur ausführlichen Darstellung der Situation im Einzugsgebiet vgl. Abschlussberichte der Projekte Swist I und Swist II (Kistemann et al., 2001, Kistemann et al., 2004).

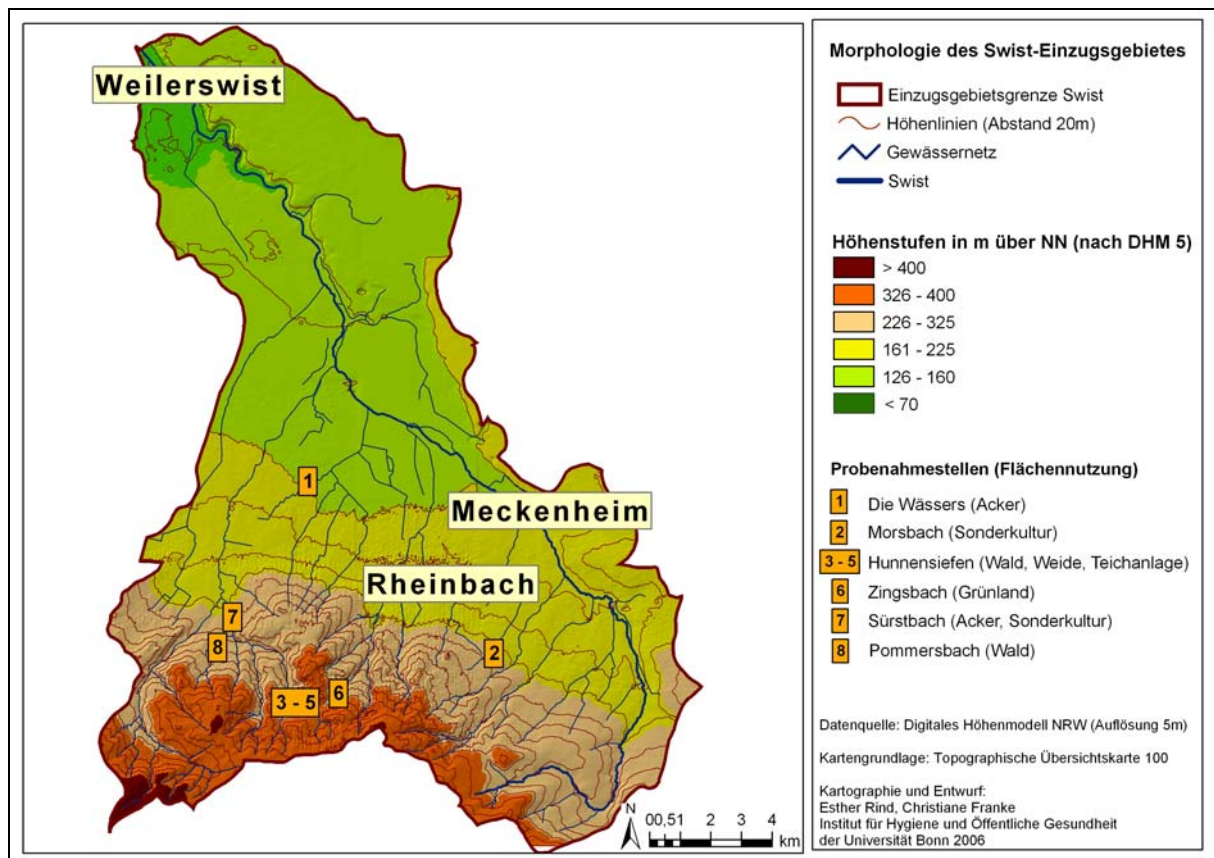


Karte 1: Übersicht über das Einzugsgebiet der Swist

2.2.1 Naturräumliche Gliederung

2.2.1.1 Lage

Das Einzugsgebiet der Swist liegt im Übergangsbereich von der Niederrheinischen Bucht und der Eifel. Die Swist durchfließt im südöstlich-nordwestlichen Verlauf die bewaldeten Ausläufer der östlichen Eifel, dann den der Rheinbacher Lößplatte zugehörigen südöstlichen Teil der Zülpicher Börde (Glässer, 1978), welche im Osten durch den horstartigen Höhenzug der Ville begrenzt wird. Der Übergang zum Nordrand der Eifel im Süden und Südwesten des Einzugsgebietes gestaltet sich als markanter Geländeanstieg, welcher in sanftem Bogen nordwestlich verläuft (vgl. Karte 2). Die Swist folgt dem tiefsten Punkt der Erftscholle, ihre Nebenbäche dagegen durchqueren vom Eifelfuß aus die Ebene Richtung Nordosten.



Karte 2: Digitales Höhenmodell des Einzugsgebietes der Swist

2.2.1.2 Klima

Klimatisch zeichnet sich das Untersuchungsgebiet durch milde, trockene Winter und feuchte, relativ kühle Sommer mit recht geringen mittleren Jahresniederschlägen von 650-700 mm aus. Die Jahresmitteltemperatur beträgt 9-10°C. Die Niederschlagsmengen verteilen sich bei leichten Maxima im Hochsommer und im Winter relativ

gleichmäßig über das Jahr. Für das Abflussverhalten aller Fließgewässer des untersuchten Gebietes sind die am Nordostrand der Eifel fallenden Niederschläge von besonderer Bedeutung (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, 1997). Weitere Informationen hinsichtlich der Niederschlagsverteilung für den Untersuchungszeitraum finden sich in Kap. 4.1.

2.2.1.2 Boden

Die geologischen und pedologischen Verhältnisse, besonders der überlagernde Löss ab Vettelhoven, beeinflussen den Chemismus der Swist in weiten Teilen (Kistemann et al., 2001, Kistemann et al., 2004). Durch die stark verdichteten Kiese und Sande der Hauptterrasse werden Pseudogleye, Braunerden und Para-braunerden als vorherrschende Bodentypen häufig nicht nur durch Grundwasser, sondern auch durch Staunässe beeinflusst (Landwirtschaftskammer Rheinland, 1998). Die Niederungen an den Fließgewässern werden von Auenböden geprägt. Die Region, worin sich die Probenahmestellen befinden, besteht aus Unterdevon und Tonschiefer/Sandstein. Hier liegen geologische Störungen vor, so dass kein zusammenhängender Grundwasserleiter vorhanden und das Gebiet kaum grundwasserbeeinflusst ist (Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, 1988).

2.2.1.3 Gewässer

Der Hauptteil des Einzugsgebietes Swist wird der Fließgewässerlandschaft „Verwitterungsgebiete, Flussterrassen und Moränengebiete“ zugeordnet. Der Oberlauf weist geringe Anteile der Typen „Lössgebiete“ und „Vorland silikatisches Grundgebirge“ auf. In unmittelbarer Gewässernähe finden sich auch Löss und Sandgebiete. Innerhalb der Hauptfließgewässerlandschaft ist im Einzugsgebiet der Swist vorwiegend der Typ der kiesgeprägten Fließgewässer des Tieflandes (Typ 16 und 17) zu finden. Lösslehm geprägte Tieflandbäche (Typ 18) bestimmen das Bild von Swistoberlauf und Morsbach und feinmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5.1) das der Nebengewässer Eulenbach und Schiefelsbach, während der Steinbach in seinem Oberlauf als grobmaterialreicher silikatischer Mittelgebirgsbach (Typ 5) klassifiziert ist (*Ergebnisbericht Erft*, 2007).

Einige Gräben und Bäche im Einzugsgebiet der Swist führen nur periodisch Wasser. Ursache hierfür ist einerseits die Beeinflussung des Grundwasserspiegels durch die Sumpfungmaßnahmen des nördlich angrenzenden Braunkohletagebaus, andererseits beeinflussen auch die tektonischen und klimatischen Gegebenheiten des Ein-

zugsgebietes das Versickern und Trockenfallen von Bächen. Betroffen sind z.B. der Jungbach/Ohrbach bei Essig und der Schießbach in der Nähe von Dom-Esch sowie der Morsbach bei Wormersdorf. Obwohl die Bäche im Oberlauf noch Wasser führen, können diese im weiteren Verlauf in besonders niederschlagsarmen Perioden trocken fallen (Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, 1988, Erftverband, 1995).

Nach den Ergebnissen der Bestandsaufnahme im Rahmen der Umsetzungen zur EG-Wasserrahmenrichtlinie ist die Gewässergüte der Swist durchweg "mäßig belastet" (Güteklasse II). Die im Rahmen der EG-WRRL relevanten Zuflüsse der Swist sind ebenfalls in Klasse II eingestuft, der Steinbach besitzt sogar die biologische Güte I-II (*Ergebnisbericht Erft*, 2007). Die Gewässerstruktur dagegen ist aufgrund der anthropogenen Überformung in weiten Teilen des Einzugsgebietes in Strukturgüteklasse V und schlechter eingestuft. Ein Grund ist vielfach die fehlende Durchgängigkeit oder vorhandene Begradigung. Spießgraben, Sürstbach, Kriegshovener Bach und Müggenhausener Fließ sind der Gewässerstrukturgüteklasse II-III zuzuordnen (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, 2002). Nahezu der gesamte Ober- und Mittellauf des Morsbaches entspricht der Klasse VI. Der Steinbach dagegen besitzt als einziges Nebengewässer der Swist noch Abschnitte mit der Strukturgüteklasse I-II (*Ergebnisbericht Erft*, 2007).

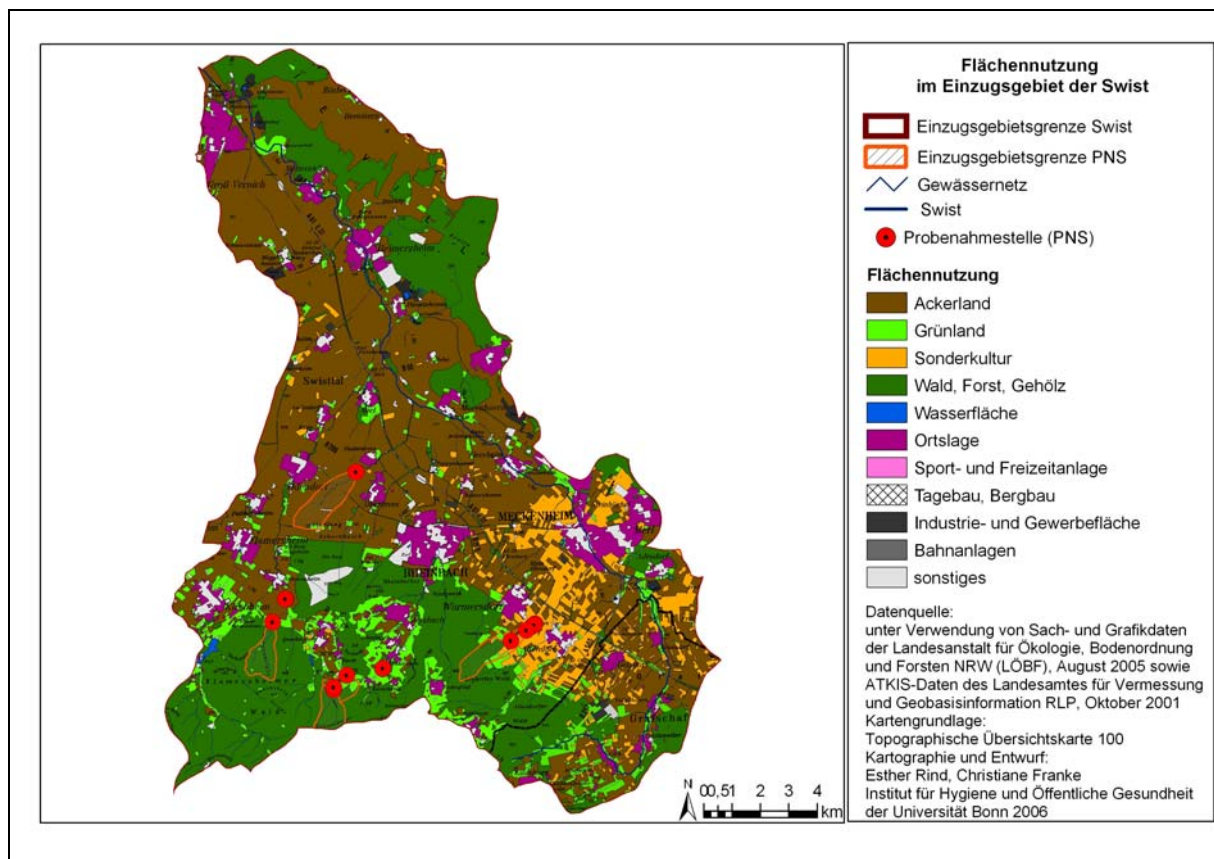
2.2.2 Flächennutzung

Ein Großteil des Einzugsgebietes der Swist liegt in der waldfreien, intensiv ackerbau-lich genutzten Lösslandschaft der Zülpicher Börde. Insgesamt 29 % des Einzugsgebietes der Swist sind von Wald bedeckt, geschlossene Waldflächen sind nur am Ost-eifelrand im Süden und in der Waldville im Nordosten des Untersuchungsgebietes zu finden.

Durch die klimatische Gunstlage und die fruchtbaren Lössböden herrscht intensive landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet vor. Ausgedehnte, offene Ackerfluren mit Weizen- oder Zuckerrübenanbau dominieren, besonders im Zentrum der Zülpicher Börde. Grünlandwirtschaft und Obstanbau finden sich zunehmend im Eifelvorland. Die Rheinbacher Lössplatte ist durch einen hohen Anteil an Intensivkulturen gekennzeichnet. Im Raum Meckenheim sind Obstanbau und Baumschulen von wesentlicher Bedeutung, in der Swistau neben dem Ackerbau die Milchviehhaltung.

Die intensive landwirtschaftliche Nutzung des Einzugsgebietes kann eine Reihe von Beeinträchtigungen zur Folge haben. Zu nennen sind vor allem die Eutrophierung der Gewässer oder der Biozideintrag. Darüber hat die Landwirtschaft das Landschaftsbild stark verändert.

Im Untersuchungsgebiet lebten im Jahr 2002 rund 91.700 Menschen. Damit liegt die Bevölkerungsdichte mit 322 Einwohnern pro km² deutlich unter der Bevölkerungsdichte Nordrhein-Westfalens mit 530 Einwohner/km² (Statistik, 2006). Die größeren Städte im Einzugsgebiet der Swist sind Meckenheim und Rheinbach. Die acht kommunalen Kläranlagen im Untersuchungsgebiet werden vom Erftverband betrieben. Die Flächennutzung im Einzugsgebiet der Swist ist in der Karte 3 dargestellt.

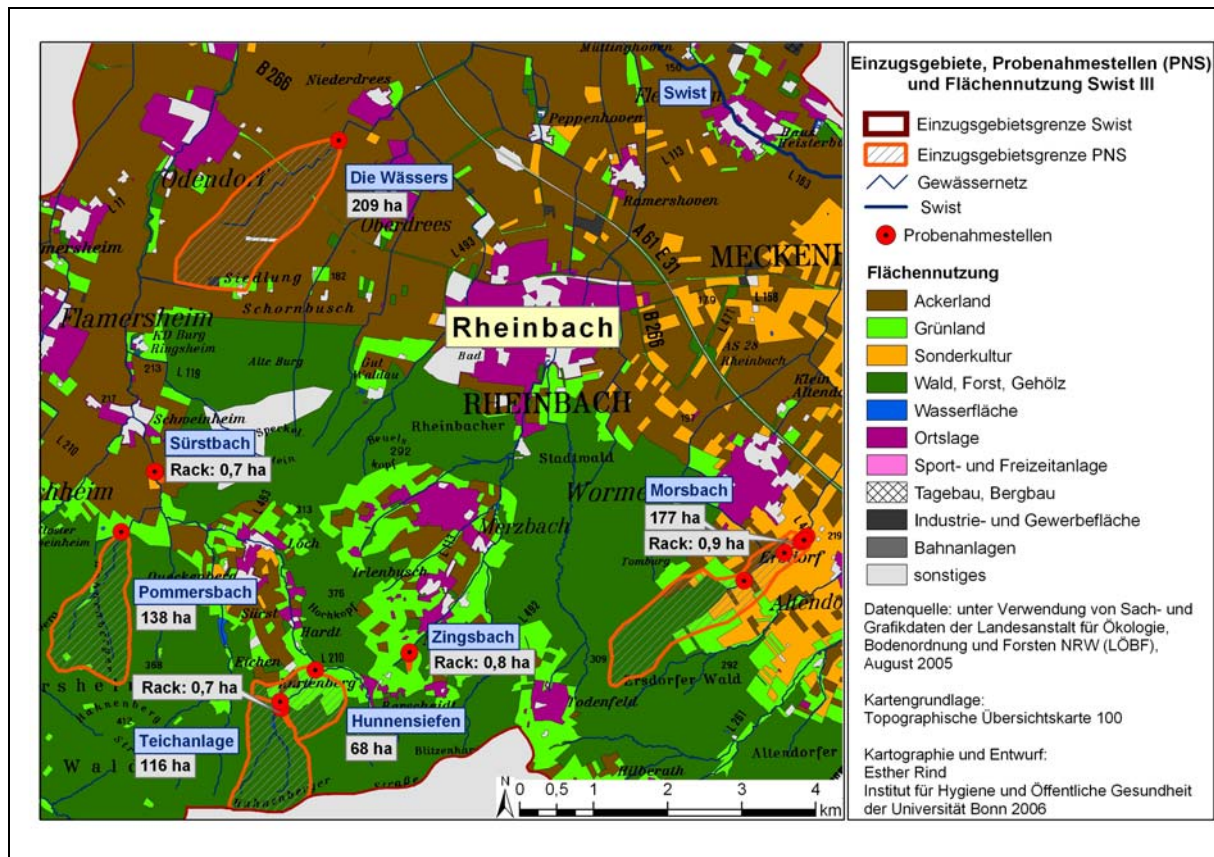


Karte 3: Flächennutzung im Einzugsgebiet der Swist

2.3 Charakterisierung der Probenahmestellen

Im Einzugsgebiet der Swist wurden im Untersuchungszeitraum unterschiedliche Abflusskomponenten untersucht, um den diffusen stofflichen und mikrobiellen Eintrag in das Gewässer charakterisieren zu können. Für die Probenahme wurden fünf Routine-Probenahmestellen an Fließgewässern (P 01 bis P 05) für Trockenwetterbeobachtung sowie sieben Ereignis-Probenahmestellen (P 06 bis P 14) zum Auffangen des

Oberflächen- und Bodenwasserabflusses infolge von Niederschlag eingerichtet (siehe Karte 4). Letztere untergliedern sich in Drainage- und Rackproben. Eine detaillierte Beschreibung des Probenahmeregimes erfolgt in Kapitel 2.4 und 2.5.



Karte 4: Lage der Probenahmestellen und Flächennutzung der Teil-Einzugsgebiete

Bei der Auswahl der zu beprobenden Flächen war es erforderlich, anhand verschiedener Kriterien die Eignung der entsprechenden Bereiche festzustellen, um ein möglichst reibungsloses und genaues Beprobungsverfahren zu gewährleisten. Zum einen war es notwendig, Probenahmestellen mit homogener Landnutzung im Einzugsgebiet auszuwählen, um Aussagen über die Effekte der jeweiligen Flächennutzung treffen zu können. Dementsprechend mussten die Einzugsgebietsflächen überschaubare Größen und Hangneigung aufweisen. Zur Installation der Racks (vgl. Kapitel 2.4) war zudem die Erreichbarkeit mit schwerem Baugerät erforderlich; alle Probenahmestellen mussten überdies mit dem PKW anfahrbar sein, um die parasitologische Probenahme zu ermöglichen. Die Charakterisierung der einzelnen Probenahmestellen und ihres jeweiligen Einzugsgebiets für die verschiedenen Probenahmeregime erfolgte in Anlehnung an das Feldprotokoll 1 des StUA Köln (siehe Anhang).

2.3.1 Gewässer (Regelproben)

Pommersbach (Wald)

Das - teilweise drainierte - Einzugsgebiet befindet sich südlich von Schweinheim bzw. westlich von Loch nahe der L 210. Das betrachtete Waldgebiet wird hauptsächlich von Buchen und Fichten geprägt. Bei dem Fließgewässer handelt es sich um einen zweiarmigen Bach, welcher aus dem Waldgebiet in einen streckenweise betonierten Graben zum Sürstbach entwässert. Die Breite des naturnahen Wasserlaufes beträgt ca. 40 cm. Die Wasserführung ist bei feuchter Witterung relativ hoch (maximal 3,0 L/s an der Probenahmestelle gemessen), in Trockenperioden sehr gering (minimal 0,1 L/s). Wasserfarbe und Geruch sind unauffällig, das vorherrschende Substrat der Gewässersohle besteht aus Schluff und Lehm in Verbindung mit Laub und Holz. Innerhalb des Pommersbaches befindet sich eine ca. 50 m² große Suhlstelle. Außerdem ist ca. 500 m unterhalb des Quellbereichs des Pommersbaches ein Teich im Hauptschluss des Baches (10 m x 15 m) angelegt.

Hunnensiefen (Teichanlage)

Das zum Teil drainierte Einzugsgebiet befindet sich südwestlich von Rheinbach nahe der L 210 zwischen Eichen und Kurtenberg. Es ist Teil des Naturschutzgebietes „Hunnensiefen und Daßsiefen“. Die beiden jeweils etwa 1 km langen Siefen besitzen weitgehend naturnahe Quellbereiche und Bachläufe mit teilweise gut ausgeprägten Kraut- und Quellfluren sowie fragmentarischem Erlensaum. Neben kleineren von Buchenlaubwald dominierten Abschnitten, herrschen in der unmittelbaren Umgebung der Siefen ausgedehnte Fichtenforste vor, die aufgrund ihres hohen Alters bereits relativ licht sind. Lediglich östlich des Südabschnittes des Hunnensiefens sind größere Flächen neu mit Fichten aufgeforstet worden.

Der untere Teil des Hunnensiefen wird von künstlichen Fischteichen eingenommen. Der Hunnensiefen durchfließt eine Teichanlage mit 7 Teichen im Hauptschluss. Die Ufer- bzw. Seevegetation besteht u. a. aus Schilf und Seerosen, sowie Röhrichfrüchtlingen. Zwischen Teich drei und vier mündet der Daßsiefen in den Hunnensiefen. Die zum Freizeitangeln genutzten Teiche sind von unbefestigten Wander- und Reitwegen umgeben. Ein Parkplatz befindet sich in Fließrichtung auf der linken Seite am Ende der Teichanlage.

Bei dem umgebenden Mischwald handelt es sich um einen teilweise sehr alten Bestand mit Verjüngung. Kahlschlag und Aufforstung (sowie Windwurf) weisen auf eine

starke Durchforstung des Waldes hin. Das Relief des Einzugsgebiets ist teilweise sehr steil ($>15^\circ$). Das Waldstück östlich der Teiche sechs und sieben stellt sich als gewellt abfallendes Gelände mit einer Hangneigung von 5 - 15° und vorherrschend jungem Baumbestand dar.


Die Wasserführung des Hunnensiefen ist bei feuchter Witterung relativ hoch (maximal 15,2 L/s am Überlauf gemessen). Die Probenahmestelle befindet sich an einem Überlaufrohr aus Beton, welches den Auslass des unteren Teiches bildet. Ab hier fließt der Hunnensiefen im Gewässerbett weiter.

Hunnensiefen (Weide)

Unterhalb der Teichanlagen im Hunnensiefen schließt sich in unmittelbarer Gewässernähe Grünland an, das als Pferdekoppel und als Weideflächen für Vieh dient. Die Weiden unterhalb der Teichanlage sind teilweise stark versumpft. Die Straße zur Ortschaft Essig und die Wirtschaftswege in dem Gebiet sind asphaltiert.

Die Wasserführung des ca. 50 cm breiten Hunnensiefen ist unmittelbar am Teichauslass ganzjährig gewährleistet; etwa 500 m unterhalb fällt das Bachbett bereits wieder periodisch trocken. Außerdem verändert die Wasserentnahme zu landwirtschaftlichen Zwecken (Tankwagen) nahe am Teichauslass die Wasserführung des Baches. Der Hunnensiefen ist im Bereich der Straßenquerung durch eine große Betonröhre verrohrt.

Die Probenahmestelle befindet sich auf einer Viehweide unmittelbar unterhalb der Verrohrung. Periodisch ist diese Weide mit Vieh besetzt, welches auch auf den anderen Grünlandflächen im Einzugsgebiet weidet.

Pommersbach Gewässer			
Probenahmestelle P 1			
Typ		Fließgewässer	
Hochwert	Rechtswert	5607404,14	2561460,17
Größe Teileinzugsgebiet		138 ha	
Flächennutzung im Teileinzugsgebiet		Wald, Forst, Gehölz: 134,70 ha (= 97,3%) Grünland: 3,70 ha (= 2,7%) Wasserfläche: 0,04 ha (< 1%)	
Vorherrschende Bodentypen		Braunerde (teilweise vernässt), Pseudogley-Parabraunerde, Gley, Pseudogley	
Erosionsgefährdung		hoch bis sehr hoch	
Verschlammungsgefährdung		gering	
Landschaftsraum		Silikatbereiche der Osteifel	
Naturraum		Mechernicher Voreifel/ Münstereifeler Wald	
Potentiell kartierte Kontaminationsquellen		Insgesamt: 11 Ursächlich durch: Wasser (6), Tiere (5), Abfall (0)	
Zusatzinformationen		Ein Maschendrahtzaun, der sich ca. 250 m oberhalb der Probenahmestelle befindender, grenzt einen Teil des Einzugsgebietes ab. Der größte Teil des Gebietes ist aufgrund seines naturnahen Zustandes sehr unzugänglich. Das übrige Waldgebiet ist stark durchforstet. Es finden sich zahlreiche Wirtschaftswege, die zum Teil auf Rodungslichtungen enden. Es wurden Fuchs, Reh, Kaninchen, Wildverbiss, Wildwechsel sowie Suhlstellen gesichtet.	

Hunnensiefen Teichanlage			
Probenahmestelle P 2			
Typ		Auslass Fischteiche	
Hochwert	Rechtswert	5605105,35	2563606,99
Größe Teileinzugsgebiet		116 ha	
Flächennutzung im Teileinzugsgebiet		Wald, Forst, Gehölz: 113,70 ha (= 98,2%) Wasserfläche: 1,56 ha (= 1,3%) Grünland/ Weide: 0,55 ha (< 1%)	
Vorherrschende Bodentypen		Braunerde, Gley, Pseudogley, Pseudogley-Braunerde	
Landschaftsraum		Silikatbereiche der Osteifel	
Naturraum		Münstereifeler Wald	
Potentiell kartierte Kontaminationsquellen		Insgesamt: 15 Ursächlich durch: Wasser (7), Tiere (7), Abfall (1)	
Zusatzinformationen		<p>Innerhalb des Gebietes wurden mehrere Einleitungen in die Teichanlage und den Bach lokalisiert. In Teich 4 münden zwei Drainagerohre aus dem Wald, sowie ein offener Betongraben. Ein weiteres Drainagerohr befindet sich hinter der Teichanlage innerhalb eines sumpfigen Waldabschnittes. Im Quellbereich des Daßsiefen befand sich Anfang 2006 eine Baustelle. Bei der Teichbewirtschaftung werden keine Antiparasitika verwendet. Neben dem natürlichen Fischbestand, z.B. Moderlieschen, Rotaugen, Barsche, sind als Grundbestand im Jahresdurchschnitt in den unteren 5 Weihern ca. 50 Karpfen, 250 Schleien, 75 Zander und 50 Forellen verteilt. Weitere ca.100 Forellen sind noch in den beiden oberen Weihern.</p>	

Hunnensiefen Weide			
Probenahmestelle P 3			
Typ		Fließgewässer	
Hochwert	Rechtswert	5605534,54	2564080,15
Größe Teileinzugsgebiet		68 ha	
Flächennutzung im Teileinzugsgebiet		Grünland/ Weide: 34,5 ha (= 50,7%) Wald, Forst, Gehölz: 28,8 ha (= 42,4%) Ackerland: 4,7 ha (= 6,9%)	
Vorherrschende Bodentypen		Braunerde, Gley, Pseudogley, Pseudogley-Parabraunerde	
Landschaftsraum		Silikatbereiche der Osteifel	
Naturraum		Münstereifeler Wald	
Potentiell kartierte Kontaminationsquellen		Insgesamt: 12 Ursächlich durch: Wasser (5), Tiere (5), Abfall (2)	
Zusatzinformationen		Viehtritt im Gewässerbett, Einleitung kleinerer Entwässerungsgräben, Geräteschuppen.	

Die Wässers (Acker)

Das teilweise drainierte Untersuchungsgebiet befindet sich nordwestlich von Rheinbach an der B 266 zwischen Odendorf und Oberdrees und wird von dem periodisch wasserführenden Oberflächengewässer „Die Wässers“ durchflossen. Im Einzugsgebiet wird fast ausschließlich Getreide angebaut. Auf einigen Feldern ist Raps gepflanzt, wenige Felder liegen brach. Entlang des gesamten Gewässers befinden sich vereinzelt Bäume. Die Felder innerhalb des Einzugsgebietes sind hauptsächlich durch unbefestigte Wege miteinander verbunden.

Die Wässers entspringt südlich von Odendorf und mündet bei Niederdrees in den Wallbach. Die Wasserführung der Wässers ist bei feuchter Witterung relativ hoch (Tiefe des Wasserlaufes ca. 20 cm; Breite: ca. 100 cm) und auch nach einem Niederschlagsereignis noch eine ganze Weile anhaltend. Bei Trockenheit führt der Graben hingegen kein Wasser. Streckenweise finden sich bis zu 3 m lange und 15 cm tiefe feuchte Stellen im Gewässerbett. Der betrachtete Gewässerabschnitt misst eine Länge von knapp 2,5 km und wird von einer Bahntrasse gekreuzt.

Das Relief des Einzugsgebiets ist fast eben. Nur im nordwestlichen Teil des Einzugsgebietes befindet sich eine ca. 350 m x 100 m große Geländedepression. Das Gelände in Fließrichtung links ist sehr schwach ($< 2^\circ$) Richtung Bach geneigt. Die Probenahmestelle liegt knapp 50 m südwestlich der B 266. Die Böschung fällt hier recht steil ab. Die angrenzenden Felder sind mit Mais und Getreide bestellt. Zwischendurch wird der streckenweise stark bewachsene Gewässerrand und das Bachbett durch Mähen vom Bewuchs befreit.

Neben der direkten Probenentnahme aus dem Gewässer war die Beprobung mit Hilfe einer in die Sohle eingelassenen Tonne möglich.


Morsbach (Sonderkultur)


Das drainierte Einzugsgebiet des Morsbachs befindet sich südwestlich von Meckenheim nahe der L 471 zwischen Wormersdorf und Erzdorf. Neben den hauptsächlich vorkommenden Sonderkulturen (Apfel, Birne, Kirsche) wird Getreide und Raps angebaut. Des Weiteren liegen einige Felder brach. Zwischen den bepflanzten Obstbaumreihen finden sich Grasfluren von ca. 1 m Breite. Die Felder innerhalb des Einzugsgebietes sind durch unbefestigte Wege miteinander verbunden. In südwestliche Richtung schließen sich Weiden an.

Swist III - Kap. 2 Material und Methoden

Der Quellbereich des Morsbaches formiert sich aus zwei Entwässerungsgräben, die nur periodisch Wasser führend sind (Frühjahr 2006). Beide Gräben entwässern das westlich befindliche Waldgebiet. Somit umfasst das Teileinzugsgebiet neben einem großen Anteil von Sonderkulturfläche auch einen großen Teil Waldfläche (vgl. Flächenberechnung; bei Auswertung zu berücksichtigen). Im direkten Umfeld des Morsbaches überwiegt der Sonderkulturanteil.

Die Wasserführung des ca. 1 m breiten Morsbaches ist bei feuchter Witterung relativ hoch (max. 5,5 L/s gemessen). Bei Ausbleiben von Niederschlägen im Sommer und Herbst fällt das Bachbett trocken. Die Probenahmestelle liegt an einem als Rad- und Wanderweg ausgewiesenen asphaltierten Wirtschaftsweg im nordwestlichen Teil des Einzugsgebietes.

Die Wässers Tonne			
Probenahmestelle P 4			
Typ		Fließgewässer - Tonne	
Hochwert	Rechtswert	5612691,33	2564398,40
Größe Teileinzugsgebiet		209 ha	
Flächennutzung im Teileinzugsgebiet		Ackerland: 96,29 ha (= 94,1%) Grünland/ Weide: 7,12 ha (= 3,4%) Ortslage: 0,01 ha (< 1%) Industrie- und Gewerbefläche: 2,13 ha (= 1%) Sonstiges: 3,06 ha (= 1,5%)	
Vorherrschende Bodentypen		Parabraunerde, Pseudogley, Pseudogley-Parabraunerde, Pseudovergleyter Kolluvium	
Landschaftsraum		Zülpicher Börde	
Naturraum		Zülpicher Börde	
Potentiell kartierte Kontaminationsquellen		Insgesamt: 8 Ursächlich durch: Wasser (2), Tiere (2), Abfall (4)	
Zusatzinformationen		Nutzung als Reitweg, militärischer Schutzbereich innerhalb des Einzugsgebietes, vereinzelt Schaumbildung, Hausmüll- und Strohansammlungen.	

Morsbach Gewässer			
Probenahmestelle P 5			
Typ		Fließgewässer	
Hochwert	Rechtswert	5607340,10	2570712,87
Größe Teileinzugsgebiet		177 ha	
Flächennutzung im Teileinzugsgebiet		Wald, Forst, Gehölz: 98,31 ha (= 55,6%) Sonderkultur: 38,60 ha (= 21,9%) Ackerland: 21,95 ha (= 12,4%) Grünland: 17,85 ha (= 10,1%)	
Vorherrschende Bodentypen		Pseudogley, Braunerde, Pseudogley-Parabraunerde	
Landschaftsraum		Zülpicher Börde/ Silikatbereiche der Osteifel	
Naturraum		Zülpicher Börde/ Münstereifeler Wald	
Potentiell kartierte Kontaminationsquellen		Insgesamt: 18 Ursächlich durch: Wasser (6), Tiere (3), Abfall (9)	
Zusatzinformationen		Zwei Drainagerohre umzäunter Holzstand mit Schuppen (20 m x 20 m), Lagerplatz für Pflanzenabfälle und Baumaterial	

2.3.2 Oberflächen- und Bodenwasserabfluss sowie Drainagen (Ereignisproben)

Am Hunnensiefen (Wald)

Im näheren Einzugsbereich der oben genannten Teichanlagen im Hunnensiefen herrscht Mischwald vor. Es handelt sich um einen teilweise sehr alten Bestand mit Verjüngung. Kahlschlag und Aufforstung (sowie Windwurf) weisen auf eine starke Durchforstung des Waldes hin. Das Relief des Einzugsgebiets ist hier mit einer Hangneigung von 10° recht steil. Daher eignet sich das Gelände sehr gut zur Beprobung von Abflusskomponenten, die durch Niederschlag hervorgerufen werden (Oberflächen- und Bodenwasserabfluss). Die Probenahmestelle befindet sich an dem in Fließrichtung des Hunnensiefen rechtsseitig gelegenen Hang in 16,6 m Entfernung von einem Waldweg, der entlang der Teichanlage verläuft.

Am Zingsbach (Grünland)

Diese Probenahmestelle befindet sich südwestlich von Rheinbach nahe der L 113 zwischen Neukirchen und Kurtenberg. Die Flächen innerhalb des Einzugsgebietes werden als Weiden bzw. Grünland genutzt und sind durch unbefestigte Wege miteinander verbunden. Des Weiteren ist ein kleiner Waldanteil vorhanden. Das Relief des Einzugsgebiets ist teilweise bis 15° geneigt. Das betrachtete Gebiet wird vom Zingsbach durchflossen. Die Wasserführung des Zingsbaches ist bei feuchter Witterung relativ hoch. Der Zingsbach selbst wird nicht beprobt, weil ein Entwässerungsgraben von der L 113 in den Zingsbach mündet, der von einer Straßenentwässerung und einer möglichen Fehleinleitung des an der Straße liegenden Gasthofes gespeist wird. Das Rack wurde im Bereich der „Weiherhecke“ am Unterhang einer Weide eingebaut. Den Großteil des Untersuchungszeitraumes befanden sich jedoch keine Tiere auf der Weide. Von Mitte bis Ende Oktober 2006 standen 16 Kühe auf der Weide. Danach erfolgte eine Düngung der Weide mit Gülle. Insgesamt wurde die Weide im Untersuchungszeitraum zwei Mal gemäht. Parallel zu dieser Weide verläuft ein weiterer Entwässerungsgraben, der später in den Zingsbach fließt. Bei der zweiten Probenahmestelle handelt es sich um ein Drainagerohr aus Kunststoff, das in den Entwässerungsgraben mündet. Ein Wasserabfluss aus dem Rohr wurde bei feuchter Witterung festgestellt. Aus dem gesamten vernässten Hangbereich gelangt auch neben der Drainagestelle Wasser in den Entwässerungsgraben.

Am Sürstbach (Acker/Sonderkultur)

Die Probenahmestellen am Sürstbach befinden sich südwestlich von Rheinbach nahe der L 210 zwischen Schweinheim und Loch und werden vom Sürstbach durchflossen. Das Einzugsgebiet ist drainiert. Neben den vorkommenden Sonderkulturen (Erdbeeren, Himbeeren) werden Getreide und Raps angebaut. Weitere Flächen werden als Weiden (Pferde) genutzt. Wenige Felder liegen brach. Die Felder innerhalb des Einzugsgebietes sind hauptsächlich durch asphaltierte Wege miteinander verbunden. Das Relief des Einzugsgebietes ist nur schwach geneigt ($< 5^\circ$). Die Wasserführung des Sürstbaches ist bei feuchter Witterung relativ hoch. Die Uferböschung ist mit Steinen befestigt. Oberhalb einer Brücke im nördlichen Teil des Einzugsgebietes münden zwei periodisch wasserführende Drainagerohre in den Sürstbach. Auf dem Acker vor der Brücke wurde auf der rechten Uferseite das Rack eingesetzt. Gegenüber wird ein Erdbeerfeld bewirtschaftet. Die dort betriebene Drainung wurde ebenfalls beprobt.

Am Morsbach (Sonderkultur)


Im drainierten Einzugsgebiet des Morsbaches wurden neben der Gewässerprobenahmestelle drei weitere Probenahmestellen eingerichtet. Einerseits wurden zwei Drainagen, welche die Sonderkulturanbauflächen (Apfel, Birne, Kirsche) entwässern, beprobt. Außerdem wurde ein Rack zum Auffangen des Oberflächen- und Bodenwasserabflusses auf einer Anbaufläche für Sonderkultur (Äpfel) zwischen einem als Weg genutzten Wiesenstreifen und dem Ufer des Morsbaches installiert.

Das Material des Drainagerohres von P 12 ist Beton (Kastenprofil). Es tritt in ca. 1 m Höhe über dem Gewässer aus der an dieser Stelle recht hohen und steilen Uferböschung hervor. Das bachabwärts der Gewässerprobenahmestelle liegende Drainagerohr (P 13) befindet sich bei hohem Wasserstand auf Höhe des Wasserspiegels.

Hunnensiefen			
Probenahmestelle P 6			
Typ		Rack: Oberflächen- und Bodenwasserabfluss	
Hochwert	Rechtswert	5605016,90	2563613,47
Größe Teileinzugsgebiet		0,7 ha	
Flächennutzung im Teileinzugsgebiet		Wald, Forst, Gehölz: 0,7 ha (= 100%)	
Vorherrschende Bodentypen		Braunerde, Gley, Pseudogley	
Landschaftsraum		Silikatbereiche der Osteifel	
Naturraum		Münstereifeler Wald	
Potentiell kartierte Kontaminationsquellen		Keine	
Zusatzinformationen		Trittspuren von Pferden	

Zingsbach	
Probenahmestelle Rack P 7 Drainage P 8	
Typ	Rack; Oberflächen-, Bodenwasser- und Drainageabfluss
Rack	Hochwert: 5605760,51
	Rechtswert: 2565345,25
Drainage	Hochwert: 5605778,67
	Rechtswert: 2565352,91
Größe Teileinzugsgebiet	0,8 ha
Flächennutzung im Rack- Teileinzugsgebiet	Grünland / Weide: 0,76 ha (= 94%)
	Wald, Forst, Gehölz: 0,05 ha (= 6%)
Vorherrschende Bodentypen	Braunerde (teilweise vernässt), Gley
Drainage (P8)	<div style="display: flex; align-items: flex-start;"> <div style="flex: 1;"> <p>Eine Drainage im Bereich des Entwässerungsgrabens unterhalb des Racks gefunden. Diese ist im Drainagekataster nicht vorhanden.</p> </div> <div style="flex: 0.5; text-align: center;">  </div> </div>
Landschaftsraum	Silikatbereiche der Osteifel
Naturraum	Münstereifeler Wald
Potentiell kartierte Kontaminationsquellen	Insgesamt: 9 Ursächlich durch: Wasser (4), Tiere (4), Abfall (1)
Zusatzinformationen	Im östlichen Teil des kartierten Geländes befindet sich ein offener Schuppen aus Holz für landwirtschaftliches Gerät.

Sürstbach		
Probenahmestelle Rack P 9 Drainage P10		
Typ	Rack; Oberflächen-, Bodenwasser- und Drainageabfluss	
Rack	Hochwert: 5608212,44 Rechtswert: 2561921,31	
Drainage	Hochwert: 5608218,08 Rechtswert: 2561912,25	
Größe Teileinzugsgebiet	0,65 ha	
Flächennutzung im Rack-Teileinzugsgebiet	Ackerland: 0,65 ha (= 100%)	
Vorherrschende Bodentypen	Gley-Braunderde, pseudovergleyte Parabraunerde, Pseudogley, Gley	
Drainagen (P 10)	Nach Kataster: Stammfläche; zwei Drainagen im Bereich der Brücke über den Bach gefunden; weitere Einleitung flussaufwärts	
Landschaftsraum	Silikatbereiche der Osteifel	
Naturraum	Münstereifeler Wald / Mechernicher Voreifel	
Potentiell kartierte Kontaminationsquellen	Insgesamt: 16 Ursächlich durch: Wasser (11), Tiere (3), Abfall (2)	
Zusatzinformationen	Bachaufwärts münden ein weiteres Drainagerohr und ein Graben in den Sürstbach. Beregnung der Freilandkulturen im Sommer, zahlreiche Traktorspuren, Heuballenlagerung und ein Friedhof kartiert.	

Morsbach	
Probenahmestelle Rack P 11 und Drainagen P 12 und P 13	
Typ	Rack; Oberflächen-, Bodenwasser- und Drainageabfluss
Rack	Hochwert: 5607268,93 Rechtswert: 2570629,34
Drainage 1	Hochwert: 5607116,35 Rechtswert: 2570413,33
Drainage 2	Hochwert: 5607288,75 Rechtswert: 2570677,68
Größe Teileinzugsgebiet	0,92 ha
Flächennutzung im Rack- Teileinzugsgebiet	Sonderkultur: 0,55 ha (= 60%) Ackerland: 0,37 ha (= 40%)
Vorherrschende Boden- typen	Pseudogley, Braunerde, Pseudogley-Parabraunerde
Landschaftsraum	Zülpicher Börde/ Silikatbereiche der Osteifel
Naturraum	Zülpicher Börde/ Münstereifeler Wald
Potentiell kartierte Kon- taminationsquellen	Insgesamt: 1 Ursächlich durch: Wasser (0), Tiere (1), Abfall (0)
Zusatzinformationen	Pferdespuren auf dem Wiesenweg

2.4 Technik zur Realisierung ereignisbezogener Beprobungen

2.4.1 Entwicklung und Installation der Probenahmemimik

Zum Auffangen des Oberflächen- und Bodenwasserabflusses wurden spezielle Probenahmeracks entwickelt (vgl. Abb. 1 und Abb. 2), welche die Nutzung der Flächen weiterhin gewährleisten und die Sicherheit von Mensch und Tier nicht gefährden. Es handelt sich dabei um in den Boden eingelassene Kästen, die abfließendes Niederschlagswasser verschiedener Abflusskomponenten getrennt von einander auffangen (Oberflächenabfluss (OA) und Bodenwasserabfluss (BA; Sub-surface run-off bzw. Interflow)).

Das System besteht aus einem quaderförmigen Rack mit den Außenmaßen 2000 mm x 1000 mm. Das Material, aus welchem die Racks gebaut worden sind, ist ein amorpher thermoplastischer Kunststoff (PVC-U). Dieser ist gegen äußere Einflüsse (Hitze, Kälte) resistent und gibt keine Stoffe ab, die die Ergebnisse der physikalisch-chemischen und hygienisch-mikrobiologischen Analysen verfälschen könnten. Das Rack wird in Gewässernähe ebenerdig in den Boden eingebaut. Es ist so in die Erde eingelassen, dass die Längsseite quer zu den Abflussbahnen ausgerichtet ist. Die dem Gewässer abgewandte Seite ist perforiert (Lochdurchmesser: 3 mm). Das Bodenwasser, welches natürlicherweise dem Gewässer zuströmen würde, wird in einer Wanne im Inneren des Racks aufgefangen. Die Abdeckung der Rackoberseite ist ebenfalls perforiert und mit einer dünnen Erdschicht (5 cm) bedeckt. In einer darunter befindlichen Wanne wird der Oberflächenabfluss geborgen. Das Fassungsvermögen der beiden herausnehmbaren Kunststoffwannen beträgt je 50 Liter.

An der Probenahmestelle „Die Wässers“ wurde eine Tonne mit einem Volumen von 50 Litern im Bachbett eingegraben, welche ausschließlich den Oberflächenabfluss auffängt. Sie befüllt sich bei Wasserführung des Baches über ein Zulaufrohr mit Wasser (siehe Beschreibung „Die Wässers“ –Tonne, Kap. 2.3.1).

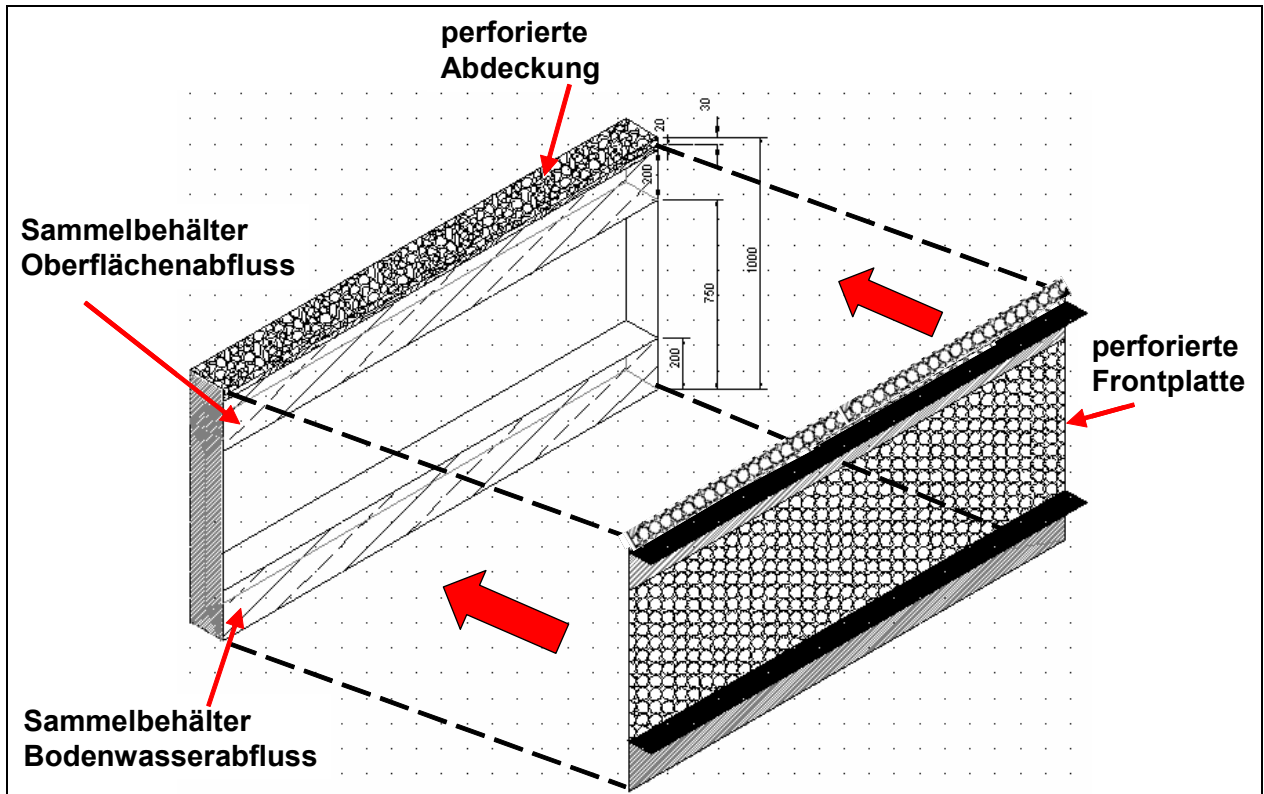


Abb. 1: Aufbauskizze des Monitoringsystems Probenahmemimik, Erftverband



Abb. 2: Probenahmerack (Fotos: M. Willkomm, 2005)

2.4.2 Meldesystem

Das für die Racks entwickelte automatische Überwachungssystem besteht aus Mikrocontroller, GSM-Modem, integriertem Datenspeicher und zwei Sensoren. Je ein Sensor wurde in der oberen und der unteren Wanne angebracht. Die Füllstände in den Wannen werden über die von den Sensoren gemessene Leitfähigkeitsänderung ermittelt. Der aktuelle Befüllungsgrad jeder einzelnen Wanne wurde per telefoni-schem Signal (SMS) an das Mobiltelefon des diensthabenden Mitarbeiters übertragen. So konnten gefüllte Wannen gezielt und zeitnah beprobt und entleert werden. Durch dieses System musste das Rack nicht immer geöffnet werden, um den Wasserstand zu überprüfen und es gelang eine zeitliche Beobachtung der Befüllung der Wannen. Der Strom für den Betrieb des automatischen Überwachungssystems wurde durch 12 Volt/12 Ah Akkus bereit gestellt. Diese hatten eine Betriebsdauer von drei Wochen und wurden dann ausgewechselt. Die Daten des integrierten Datenspeichers, welcher die zeitgenaue Messung der Befüllung aufzeichnete, wurden über ein Laptop ausgelesen.

Wöchentlich erfolgte eine Reinigung und Desinfektion der Wannen mit Hypochlorid-lösung.

2.5 Probenahme

Nachdem die Installation der Racks erfolgreich abgeschlossen war, erfolgte die eigentliche Probenahme im Zeitraum von August 2005 bis November 2006.

2.5.1 Regelmäßige Beprobung der Gewässer

Regelproben wurden an den Probenahmestellen P 1 bis P 5 während des gesamten Untersuchungszeitraums gezogen. Eine Ausnahme bildet der Morsbach (P 5), welcher über längere Zeiträume im Sommer sowie Herbst 2006 trocken gefallen war. Auch der untere Abschnitt des Hunnensiefen (P 3) fiel im Sommer 2006 zeitweise trocken.

Chemische Parameter

Zur Bestimmung der chemischen Parameter im Labor wurde das Wasser in eine gespülte 1.000 mL PE-Flasche abgefüllt. Die Entnahme erfolgte mittels eines gespülten Schöpfers oder - bei schlechter Erreichbarkeit der Probenahmestelle - mit Hilfe der für die parasitologischen Proben genutzten Pumpe (s.u.).

Die Abfüllungen zur Untersuchung auf Pflanzenbehandlungsmittel erfolgten in gespülte 1.000 mL Braunglas-Flaschen. Unmittelbar nach dem Befüllen wurden die Flaschen wieder verschlossen und gekühlt ins Labor transportiert.

Bakteriologische Parameter

Die Probenahme für die bakteriologischen Untersuchungen erfolgte in sterilen 1.000 mL Glasflaschen. Die Flaschen wurden am Gewässer unmittelbar nach dem Öffnen durch Eintauchen unter die Wasseroberfläche gefüllt. Im Falle schlechter Erreichbarkeit der Probenahmestellen erfolgte die Abfüllung für die bakteriologischen Untersuchungen ebenfalls mit Hilfe der Pumpe, welche für die parasitologische Probenahme eingesetzt wurde. Unmittelbar nach dem Befüllen wurden die Flaschen wieder verschlossen und gekühlt ins Labor transportiert.

Parasitologische Parameter

Die parasitologische Probenahme erfolgte in Anlehnung an die britische Standardmethode zur Untersuchung von Wasser mit Hilfe eines Wickelfilters aus Polypropylenfasern mit nominaler Porenweite von 1 μm (HMSO, 1989). Der Filter sitzt in einem Filtergehäuse, welches an die Saugseite einer Pumpe angeschlossen ist. Die gesamte Probenahmemimik wurde durch einen dem Filter vorgeschalteten Schlauch mit grobem Vorfilterkorb sowie, der Pumpe nachgeschaltet, durch eine Wasseruhr zur Kontrolle von Durchfluss und Wassermenge und einen Ablaufschlauch ergänzt. Zu Beginn der Probenahme wurde der Durchfluss auf 5 L/min eingestellt und anschließend nicht mehr nachreguliert. Der Durchfluss von 5 L/min stellt einen Kompromiss zwischen optimaler Filtration bei geringem Durchfluss (kein Durchsaugen von Partikeln) und praktikablen Probenahmezeiträumen dar. Das gefilterte Zielprobevolumen bei den Gewässerproben betrug 500 Liter. Eine vorzeitige Beendigung der Probenahme erfolgte, falls sich der Durchfluss auf unter 2 L/min verringerte, um zu verhindern, dass Partikel den Filter durchbrechen. Nach Beendigung der Probe-

nahme wurde das Filtergehäuse vorsichtig belüftet und geöffnet. Die Filterpatrone wurde entnommen und in einem Polyethylenbeutel gekühlt ins Labor transportiert.

2.5.2 Beprobungen der Abflusskomponenten Oberflächen- und Bodenwasserabfluss

An den Racks wurde das Wasser für die chemische und bakteriologische Beprobung nach gründlicher Homogenisierung mit einem Rührstab oder durch Schwenken der Wannen als Direktabfüllung (Ausgießen der Wannen) oder durch Schöpfen mit einem gespülten Schöpfer aus den Wannen in die Flaschen gewonnen. Die Beprobung und Entleerung der in den Boden eingelassenen Tonne (P 4) erfolgte mittels Saugpumpe. Das gefilterte Zielprobevolumen für die parasitologischen Untersuchungen betrug 50 Liter je Wanne, im Falle der Speichertonne 100 Liter. Die Probenahmemimik entspricht dem in Kapitel 2.5.1 beschriebenen System.

2.5.3 Beprobungen der Drainagen

Die Beprobung der Drainagen erfolgte durch direktes Abfüllen des austretenden Wassers aus dem Drainagerohr in die Probenahmeflaschen, ggf. unter Verwendung eines desinfizierten, kurzen Schlauches als eine Art Trichter. Parasitologische Proben wurden bei starker Schüttung der Drainagen entsprechend der unter 2.5.1 beschriebenen Probenahmemimik mit einem Zielprobevolumen von 500 Litern gewonnen.

2.5.4 Dokumentation der Probenahme

Die Probenahmen wurden jeweils auf einem vom Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit entwickelten Formular dokumentiert (s. Anhang). Dieses Protokoll enthielt neben Datum und Uhrzeit der Probenahme Angaben über die Wetterverhältnisse, die Ergebnisse der vor Ort bestimmten Parameter, die Abfüllungen für chemische und bakteriologische Untersuchungen und die geförderte Wassermenge für die parasitologische Probe. Ebenso wurden die Ergebnisse der Abflussmessung nach Fischer im Falle der Fließgewässer (vgl. Kapitel 2.6.1) oder die benötigte Zeit zum Befüllen eines bestimmten Volumens im Falle der Teichanlage und der Drainagen notiert (siehe Anhang).

2.6 Untersuchungsumfang

Bereits während der Probenahme wurden einige physiko-chemische Parameter (Vor-Ort-Parameter) untersucht und der Abfluss der beprobten Fließgewässer und Drai-

nagen bestimmt. Im Labor erfolgten vielfältige chemische und mikrobiologische Analysen. Einen Überblick liefert Tabelle 1.

2.6.1 Abflussmessung

An den Gewässer-Probenahmestellen wurde die Abflussmenge zum Zeitpunkt der Probenahme mit der Methode nach Fischer (1982) bestimmt. Dieser Ansatz beruht auf der Bestimmung des Abflusses über die Verdünnung eines Tracers, in diesem Fall Kochsalz. Der Tracer wird in einem bekannten Volumen (hier 2 Liter) mit vor Ort bestimmter Konzentration in einer Portion in das Gewässer gegeben. Anschließend wird an einer Stelle, die so weit unterhalb liegt, dass eine gute Durchmischung gewährleistet ist, die Konzentration des Tracers bestimmt. Dies geschieht beim Einsatz von Kochsalz anhand der Leitfähigkeit. Sobald die Tracerwolke an der Messstelle angelangt ist, wird ein Anstieg der Leitfähigkeit beobachtet und die Leitfähigkeit anschließend alle zehn Sekunden protokolliert, bis sie wieder auf den Ausgangswert gefallen ist. Aus den erhaltenen Daten kann nach der Formel in Abb. 3 der Abfluss errechnet werden.

Der Abfluss der Teichanlage sowie der Drainagen wurde durch Auffangen des austretenden Wassers in Gefäßen definierter Größe (20-Liter Eimer bzw. 1-L Glasflasche) und Aufnehmen der Zeit, die zum Füllen benötigt wird, bestimmt.

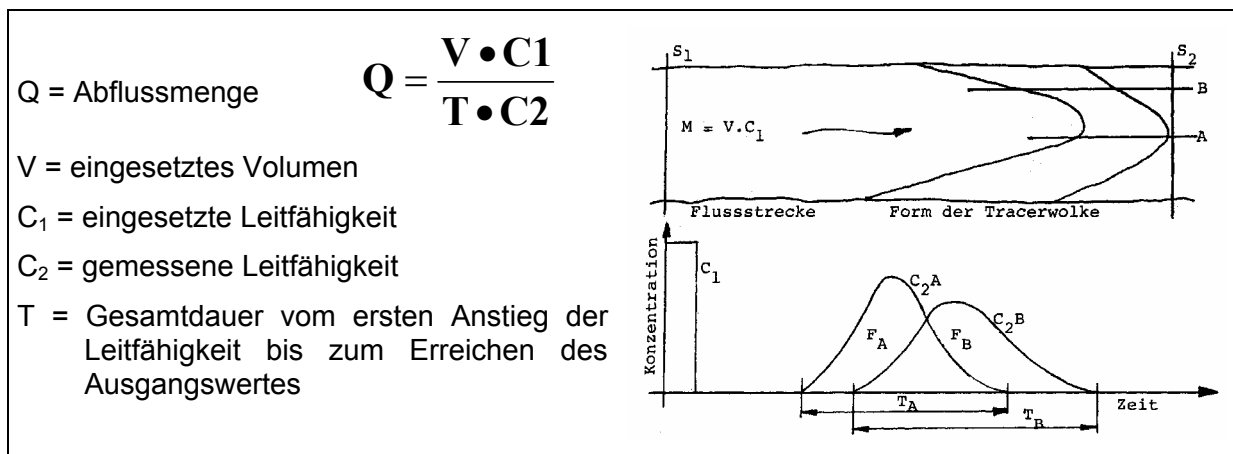


Abb. 3: Formel und Erläuterungsskizze zur Abflussmessung nach Fischer

Tab. 1: Übersicht über alle untersuchten Parameter

Vor-Ort-Parameter	Abflussmenge	Elektr. Leitfähigkeit	Sauerstoff-Gehalt
	Wassertemperatur	Lufttemperatur	Trübung
Physiko-chemische Parameter	Abfiltrierbare Stoffe	TOC	Gesamttrockenrückstand
	Gesamtglührückstand	Ammonium-Stickstoff	Nitrit-Stickstoff
	Nitrat-Stickstoff	Organ.gebundener Stickstoff	Phosphat
	Phosphor (gesamt)	Chlorid	Sulfat
	Säurekapazität	Calcium (gesamt)	Magnesium (gesamt)
	Natrium	Kalium	Eisen (gesamt)
	Cadmium (gesamt)	Zink (gesamt)	Mangan (gesamt)
	Aluminium (gesamt)		
Pflanzenschutzmittel und Arzneistoffe	Atrazin	Gemfibrozil	Metribuzin
	Chloridazon	Hexazinon	Monolinuron
	Chloroxuron	Ibuprofen	Monuron
	Chlortoluron	Isoproturon	Naproxen
	Clofibrinsäure	Linuron	Prometryn
	Cyanazin	MCPA	Propazin
	Desethylatrazin	MCPB	Sebuthylazin
	Desethylterbuthylazin	Mecoprop (MCP)	Simazin
	Desisopropylatrazin	Metamitron	Terbuthylazin
	Dichlorprop	Metazachlor	Terbutryn
	Diclofenac	Methabenz-thiazuron	2,4,5-T
	Diuron	Metobromuron	2,4-D
	Fenoprofen	Metolachlor	2,4-DB
	Fenoprop	Metoxuron	
Mikrobiologische Parameter	Koloniezahl 20 °C	Koloniezahl 36 °C	Fäkalstreptokokken
	Sulfitreduzierende sporenbildende Anaerobier		
	<i>Escherichia coli</i>	<i>Salmonella</i> sp.	<i>Giardia lamblia</i>
	Coliforme Bakterien	<i>Campylobacter</i> sp.	Cryptosporidien

2.6.2 Physikalisch-Chemische Parameter

2.6.2.1 Vor-Ort-Parameter

Direkt vor Ort wurden die elektrische Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$], pH-Wert, Sauerstoff-Gehalt [mg/L] und Temperatur [$^{\circ}\text{C}$] des beprobten Wassers sowie die aktuelle Lufttemperatur [$^{\circ}\text{C}$] mit dem MultiLine-Set der Firma WTW bestimmt. Die Trübung [FNU] wurde mit dem Trübungsmessgerät Turb 355 IR der Firma WTW bestimmt. Zusätzlich wurden die organoleptischen Parameter Geruchsart und Geruchsstärke sowie Färbung des Wassers aufgenommen.

2.6.2.2 Abfiltrierbare Stoffe

Die Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe erfolgte nach DIN 38409. Dieses Verfahren ist auf alle Wässer anwendbar und liefert die Masse der im Wasser enthaltenen ungelösten Stoffe. Eine weitere Methode ist die gravimetrische Bestimmung über Glasfaserfiltration nach DIN EN 872. Die Angabe der Ergebnisse erfolgte in mg/L .

2.6.2.3 Kohlenstoff

Die Bestimmung des TOC (gesamter organisch gebundener Kohlenstoff) erfolgte nach DIN EN 1484 (Ersatz für DIN 38409-3) über katalytische Verbrennung und anschließende IR-Detektion. Das Verfahren ist geeignet für Trink- und Abwasser. Gegebenenfalls musste die Probe verdünnt werden.

Der Gesamttrockenrückstand und Gesamtglührückstand wurden nach DIN 38409-1 bestimmt. Beides sind gravimetrische Verfahren, die auf alle Wässer anwendbar sind. Die Angabe der Ergebnisse erfolgte in mg/L .

2.6.2.2 Stickstoff

Die Analyse des Ammonium-Stickstoff erfolgt nach DIN 38406-5 acidimetrisch nach Destillation bzw. nach DIN EN ISO 14911. Der Gehalt an Nitrit-Stickstoff und Nitrat-Stickstoff wurde nach DIN EN ISO 10304 ionenchromatographisch ermittelt. Die Bestimmung des organischen gebundenen Stickstoffs erfolgte nach DIN EN 25663. Alle Verfahren sind geeignet für Trink- und Abwasser. Gegebenenfalls musste die Probe verdünnt werden. Die Angabe der Ergebnisse erfolgte in mg/L .

2.6.2.3 Phosphat und Phosphor (gesamt)

Die Bestimmung des Phosphat-Gehalts erfolgte nach DIN EN 1189. Der Gesamt-Phosphorgehalt wurde nach DIN EN ISO 11885 ermittelt. Die Verfahren sind geeig-

net für Trink- und Abwasser. Gegebenenfalls mussten die Probe verdünnt werden. Die Angabe der Ergebnisse erfolgte jeweils in mg/L.

2.6.2.4 Chlorid und Sulfat

Der Chlorid-Gehalt sowie der Sulfat-Gehalt der Proben wurde ionenchromatographisch nach DIN EN ISO 10304 Teil 1 oder Teil 2 bestimmt. Die Verfahren sind geeignet für Trink- und Abwasser. Gegebenenfalls musste die Probe verdünnt werden. Die Angabe der Ergebnisse erfolgte in mg/L.

2.6.2.5 Säurekapazität (pH 4.3)

Die Säurekapazität bei pH 4,3 wurde acidimetrisch nach DIN 38409-7 ermittelt. Das Verfahren ist geeignet für Trink- und Abwasser. Die Angabe der Ergebnisse erfolgte in mmol/L.

2.6.2.6 Calcium (gesamt) und Magnesium (gesamt)

Der Gehalt an den zweiwertigen Kationen Calcium und Magnesium wurde nach DIN EN ISO 11885 mittels ICP-MS (Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry) bestimmt. Das Verfahren ist geeignet für Trink- und Abwasser. Gegebenenfalls musste die Probe verdünnt werden. Die Angabe der Ergebnisse erfolgte in mg/L.

2.6.2.7 Natrium und Kalium

Die Natrium- und Kaliumbestimmung erfolgte nach DIN EN ISO 14911 kationenchromatographisch. Das Verfahren ist geeignet für Trink- und Abwasser. Gegebenenfalls musste die Probe verdünnt werden. Die Angabe der Ergebnisse erfolgte in mg/L.

2.6.2.8 Metalle

Zum Nachweis von Eisen (gesamt), Cadmium (gesamt), Zink (gesamt), Mangan (gesamt) und Aluminium (gesamt) wurde eine ICP-MS nach DIN EN ISO 11885 durchgeführt. Das Verfahren ist geeignet für Trink- und Abwasser. Gegebenenfalls musste die Probe verdünnt werden. Die Angabe der Ergebnisse erfolgte in mg/L, für Cadmium erfolgte die Angabe in µg/L.

2.6.2.4 Pflanzenschutzmittel

Pflanzenschutzmittel (PSM) wurden nach DIN EN ISO 11369 mittels HPLC/DAD nachgewiesen. Das Verfahren ist geeignet für Trink- und Abwasser. Die Angaben der

Ergebnisse erfolgte in $\mu\text{g/L}$. Einen Überblick über die einzelnen untersuchten Stoffe gibt Tab. 1.

2.6.3 Bakteriologische Parameter

Die Untersuchung der Proben geschah, wenn möglich, am Tag der Probenahme. War dies nicht möglich, wurden die Proben im Kühlschrank bei $5\pm 3^\circ\text{C}$ gelagert und innerhalb von 24 Stunden nach der Probenahme untersucht. Im Rahmen der Qualitätskontrolle wurden bei allen angewandten Methoden Positiv- und Negativkontrollen sowie Medienkontrollen mitgeführt.

Wegen der zu erwartenden hohen Feststofffrachten und Bakterienbelastungen mussten die Untersuchungsvolumina vor der Analytik gründlich homogenisiert werden. Um auf den Agarplatten auswertbare Koloniezahlen zu erhalten, erfolgte außerdem eine Verdünnung der Proben. Die dazu notwendigen Verdünnungsstufen wurden zu jeder Probenstelle individuell in Vorversuchen ermittelt. Um diese Auswertbarkeit auch im Verlauf des Projekts sicherzustellen, wurde außerdem bei allen Proben eine Bandbreite von Verdünnungen ausgewertet.

2.6.3.1 Koloniezahl

Die Bestimmung der allgemeinen Koloniezahl erfolgte nach dem in der Trinkwasserverordnung vom 21.05.2001 zugelassenen Koch'schen Plattengussverfahren. Für jede Bebrütungstemperatur wurde 1 mL der Wasserprobe in eine sterile Petrischale mit Zählraster pipettiert. Nach 44 ± 4 Stunden Bebrütung bei $20\pm 2^\circ\text{C}$ bzw. $36\pm 1^\circ\text{C}$ konnten die unter 6-8facher Lupenvergrößerung sichtbaren Kolonien ausgezählt werden. Die Angabe erfolgte als koloniebildende Einheiten KBE /mL.

2.6.3.1 *Escherichia coli* und coliforme Bakterien

Der Nachweis von coliformen Bakterien und *E. coli* in den Proben erfolgte nach dem MPN-Verfahren (Most Probable Number) im Dreifachansatz mit Laurylsulfat-MUG-Bouillon nach der „Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaften über die Qualität der Badegewässer“ 76/160/EWG Amtsblatt der EG vom 5.2.1976. Die Bebrütung erfolgte bei $36\pm 1^\circ\text{C}$ für mindestens 24 ± 4 Stunden, bei negativem Ergebnis für 44 ± 4 Stunden. Die Röhrchen wurden auf Gasbildung und Fluoreszenz geprüft. Der Nachweis von Gasbildung allein bedeutet das Vorkommen von (gesamt)coliformen Bakterien, zusätzliche hellblaue Fluoreszenz weist vorhandene β -Glucuronidase-Aktivität fäkal-coliforme Bakterien nach und zeigt somit *E. coli* an. Die

wahrscheinliche Anzahl der Bakterien in 100 mL der Probe wurde mit Hilfe der MPN - Tabelle nach McCrady ermittelt. Die Angabe erfolgte in MPN/100 mL.

Weiterhin wurden die *E. coli*-Konzentrationen durch Direktbestimmung auf Chromocult®-Coliformen-Agar (Fa. Merck) ermittelt. Unter sterilen Bedingungen wurden 10-100 mL der Probe abfiltriert, der Filter auf den Chromocult®-Coliformen-Agar aufgelegt und im Brutschrank bei $36\pm 1^\circ\text{C}$ über 20 ± 4 Stunden inkubiert. Analog hierzu wurde je 1 mL der verdünnten Probe ausgespatelt und im Brutschrank bei $36\pm 1^\circ\text{C}$ über 20 ± 4 Stunden inkubiert

Zur Auswertung wurden nach Möglichkeit Platten herangezogen, die zwischen 10 bis 100 typisch gewachsene Kolonien aufwiesen. Alle dunkelblauen Kolonien auf Chromocult®-Coliformen-Agar wurden als *E. coli* gezählt. Die Angabe erfolgte jeweils in KBE/100 mL.

2.6.3.2 Fäkalstreptokokken

Der Nachweis der Fäkalstreptokokken erfolgte quantitativ nach der „Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaft über die Qualität der Badegewässer“ 76/160/EWG vom 5.2.76. Der verwendete Kanamycin-Aesculin-Azid-Agar (KAA-Agar) wurde für 44 ± 4 Stunden bei $36\pm 1^\circ\text{C}$ bebrütet. Schwarzbraune Kolonien wurden als Fäkalstreptokokken gewertet. Von morphologisch typischen Kolonien des ausgewerteten Mediums wurden zur Bestätigung stichprobenartig Subkulturen auf Blutagar angelegt. Bei typischem Wachstum wurde eine Gram-Färbung angefertigt. Gram-positive Diplokokken bedeuteten Fäkalstreptokokken im Sinne der EG-Richtlinie 76/160 EWG. Die Angabe der Ergebnisse erfolgte in KBE /100 mL.

2.6.3.3 Sulfitreduzierende sporenbildende Anaerobier (Clostridien)

Der Nachweis von Clostridien erfolgte quantitativ gemäß Mineral- und Tafelwasser-Verordnung vom 1.8.1984, da aufgrund der massiven Begleitflora das in der Trinkwasserverordnung angegebene Verfahren nicht anwendbar ist. Die Probe wurde in einen sterilen Erlenmeyerkolben überführt und für 15 Minuten bei $75\pm 5^\circ\text{C}$ pasteurisiert. Die pasteurisierte Probe wurde danach sofort unter fließendem kaltem Wasser auf Raumtemperatur abgekühlt und auf den vorbereiteten Tryptose-Sulfit-Agar ausgespatelt. Falls nach mindestens 24 ± 4 Stunden bei $36\pm 1^\circ\text{C}$ im Anaerobiertopf kein Wachstum sichtbar war, wurde bis zu 44 ± 4 Stunden bebrütet. Schwarze Kolonien

wurden als Clostridien im Sinne dieser Untersuchung gewertet. Die Angabe erfolgte in KBE /100 mL.

2.6.3.4 *Salmonella* sp.

Der Nachweis erfolgte qualitativ in Anlehnung an die ISO 6579 vom 1.9.1993 mit der Flüssigkeitsanreicherung. Auf eine unselektive Voranreicherung mit Peptonwasser wurde verzichtet. 100 mL bzw. 500 mL Probe wurden membranfiltriert und der Filter in 100 mL Rappaport-Vassiliadis-Bouillon gegeben und bei $44\pm 1^\circ\text{C}$ für 44 ± 4 Stunden inkubiert. Bei Trübung der Bouillon folgte ein fraktionierter Ausstrich auf Hektoen-Agar und anschließende Bebrütung der Platte im Brutschrank bei $36\pm 1^\circ\text{C}$ für 24 ± 4 Stunden. Verdächtige, schwarzgefärbte Kolonien wurden mit dem Latex-Test von Oxoid, einem polyvalenten *Salmonella*-Antiserum, überprüft. Bei Agglutination wurde die Probe als positiv bewertet. Die Angabe erfolgte als „nachweisbar in [untersuchtes Volumen]“.

2.6.3.5 *Campylobacter* sp.

Der Nachweis von *Campylobacter* erfolgte semiquantitativ mit Hilfe der Flüssigkeitsanreicherung. Nach Verdünnung wurde je 1 mL der Verdünnungstufen in ein Röhrchen mit 10 mL mCCD-Bouillon pipettiert und für 24 ± 4 Stunden bei $37\pm 1^\circ\text{C}$ mikroaerophil bebrütet. Anschließend wurde die bebrütete mCCD-Bouillon in Zentrifugengläser überführt und bei 7000g für 10 min zentrifugiert. Der Überstand wurde dekantiert und das Sediment auf einen Membranfilter, der auf eine Karmali-Agarplatte gelegt wurde, gegeben. Nach zwei Stunden mikroaerophiler Bebrütung bei $37\pm 1^\circ\text{C}$ wurde der Filter entfernt und die Karmali-Agarplatten für weitere 44 ± 4 Stunden bei $37\pm 1^\circ\text{C}$ mikroaerophil inkubiert.

Der Nachweis von mukösen, hell- bis dunkelgrauen Kolonien galt als Verdacht auf *Campylobacter*. Von den verdächtigen Kolonien wurden Grampräparate hergestellt und gram-negative, korkenzieherartig gewundene Bakterien, die Oxidase- und Katalaseaktivität zeigten, als *Campylobacter* ausgewertet. Die Angabe erfolgte als „nachweisbar in [untersuchtes Volumen]“.

2.6.4 Parasitologische Parameter

Die Proben wurden 12 - 72 Stunden nach Probenahme im Labor weiterverarbeitet. Dazu wurde die Filterpatrone aufgeschnitten und der grobe Wickelfaden vom Filtervlies getrennt und verworfen. Das Filtervlies wurde zerzupft und in 0,1% TWEEN 80-Lösung zweimal ausgewaschen. Das vereinigte Eluat wurde anschließend in mehreren Schritten bei 1.500 g zentrifugiert und das Sediment in 50 mL 0,1% TWEEN 80 eingengt. Nach Abnehmen einer Rückstellprobe erfolgte die Abtrennung der Giardia-Cysten bzw. Cryptosporidien-Oocysten vom Sediment mittels Sacharose-Flotation (Dichte = 1,18) in der Zentrifuge bei 1.000 g. Nach Auswaschen der Sacharose bei 1.500 g ergab sich ein Restsediment von 20–150 µL. Dieses wurde in Eppendorf-Tubes überführt und dort mit monoklonalen Antikörpern und Fluoreszenzfarbstoff (Aqua-Glo[®], Fa. Waterborn, USA) behandelt, um die Parasitendauerstadien zu markieren. Anschließend wurde das Sediment auf mehrere Objektträger verteilt ausgestrichen, bei 37 °C 30 Minuten getrocknet und mit DABCO-Eindeckmedium eingedeckt. Die Präparate wurden im Auflichtfluoreszenzmikroskop bei 400-facher Vergrößerung mit Öl-Immersion durchgemustert. Die Kontrolle eventueller Cysten- oder Oocystenfunde erfolgte bei 1.000-facher Vergrößerung bei Auflichtfluoreszenz und im Phasenkontrast-Durchlicht. Die Angabe der Ergebnisse erfolgte in Cysten bzw. Oocysten pro 100 Liter, wobei die Nachweisgrenze 0,4 Cysten bzw. Oocysten pro 100 Liter beträgt. Die Ergebnisse im Kapitel 0 sind ohne Einbeziehung der Wiederfindungsrate angegeben.

2.7 Korrelationsberechnungen

Für weitere Betrachtungen über die Zusammenhänge der einzelnen Parameter untereinander sowie zu Flächennutzung, Abflusskomponenten und Niederschlag wurden Rangkorrelationen nach Spearman berechnet. Dieser nicht-parametrische Test wurde gewählt, weil nicht alle Variablen metrische Werte aufweisen, wie z.B. Landnutzung oder Abflusskomponente (nominal), oder die Analyseergebnisse unterhalb der Nachweisgrenze bzw. qualitativer Art (ordinal) waren, welche gelabelt werden mussten. Die Signifikanz wurde entsprechend der Tab. 2 in verschiedene Signifikanzniveaus (als Irrtumswahrscheinlichkeit) eingeteilt, ebenso die Korrelationskoeffizienten. Bei negativem Vorzeichen des Koeffizienten liegt ein negativer Zusammenhang vor. Bei Signifikanzen über 0,05 oder Korrelationen unter 0,5 wurden mögliche Zusammenhänge abgelehnt. Bei den übrigen Ergebnissen kann davon

ausgegangen werden, dass der in den Wasserproben dieser Studie festgestellte Zusammenhang auch auf die Grundgesamtheit der Wasserproben übertragbar ist.

Tab. 2: Übersicht über die Klassifizierung der Signifikanzen und Korrelationskoeffizienten

Signifikanz	Irrtumswahrscheinlichkeit	Korrelationskoeffizient	Stärke des Zusammenhangs
0,05	5 %	0,2	sehr schwach
0,01	1 %	$0,2 < r < 0,5$	schwach
0,001	0,1 %	$0,5 < r < 0,7$	mittel
		$0,7 < r < 0,9$	stark
		$0,9 < r \leq 1$	sehr stark

3 Ergebnisse

Aufgrund längerer Trockenwetterperioden war nicht zu jeder Zeit an jedem Standort eine Probenahme möglich. Wie aus Abb. 15 erkennbar, war entweder heftiger Regen oder eine durch vorangegangene Ereignisse bedingte Grundfeuchte des Bodens notwendig, um eine Ereignisprobe gewinnen zu können. Auch war nach Bewässerung auf einzelnen Flächen, welche durch die Landwirte ausgeführt worden ist (z.B. Erdbeerfeld), eine Probennahme möglich.

Die Regelproben (Beprobung der Gewässer) mussten an zwei Standorten zeitweilig ausgesetzt werden: In den trockenen Monaten fielen der Hunnensiefen unterhalb der Teichanlage sowie über einen noch längeren Zeitraum (von Mitte Juni bis Ende August, erneut im September 2006) der Morsbach trocken.

Bei der Angabe der Mediane der mikrobiologischen Parameter in der folgenden Ergebnisdarstellung flossen nur auswertbare Proben ein. Die Darstellung der chemischen Parameter enthält nur einige exemplarische Substanzen, alle übrigen Daten hierzu sind dem Anhang zu entnehmen.

3.1 Regelbeprobungen der Fließgewässer

3.1.1 Pommersbach (Wald)

Vor-Ort-Parameter

Die elektrische Leitfähigkeit des Wassers an der Probenahmestelle im Pommersbach wies im gesamten Jahresverlauf relativ konstante Werte zwischen 209 und 238 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf. Der Median betrug 223 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Der pH-Wert hatte Werte zwischen 6,8 und 8,2 bei einem Median von pH 7,9. Der Sauerstoffgehalt bewegte sich in der Regel zwischen 8,3 bis 12,2 mg/L mit einem Medianwert von 9,8 mg/L. Ein einzelner Maximumwert lag in der 3. KW 2006 mit 24,1 mg/L vor. Die Trübung streute zwischen 3,08 und 57,8 FNU. Der Median lag hier bei 21,9 FNU.

Entsprechend der Jahreszeiten lag die Wassertemperatur zwischen 1,4°C und 19,5°C. Die organoleptischen Parameter Geruch und Färbung zeigten kaum Auffälligkeiten. An einigen Probenahmetagen roch das Wasser schwach erdig oder war schwach gelblich gefärbt.

Chemische Parameter

Aus der Bestimmung der Nährstoffe des Bachwassers sollen hier stellvertretend die Konzentrationen von Phosphor_{gesamt} -im Folgenden Phosphor genannt- und Nitrat-Stickstoff genannt werden. Die Werte für alle anderen Nährstoffe sind im Anhang zusammengefasst worden. Der Minimalwert für die Nitrat-Stickstoff-Konzentration lag im November bei 0,2 mg/L und der Maximalwert bei 1,65 mg/L im Februar. Der Median betrug 0,52 mg/L. Für die Phosphor-Konzentration betrug der Median 0,10 mg/L. Dies war gleichzeitig auch der Minimalwert und der Maximalwert betrug 0,15 mg/L.

Bei den Schwermetallen konnte in der 24. KW 2006 einmalig Aluminium (0,69 mg/L) nachgewiesen werden. Der Median für Eisen_{gesamt} betrug 0,8 mg/L und für Mangan_{gesamt} 0,36 mg/L. Zink_{gesamt} lag im Median bei 0,05 mg/L. Pflanzenschutzmittel konnten in dem Untersuchungszeitraum in den Proben nicht nachgewiesen werden. Arzneimittelwirkstoffe konnten bei der Analyse der Proben nicht ermittelt werden.

Bakteriologische Parameter

Die Koloniezahlen lagen im Median bei 1.000 /mL bei 20°C und 238 /mL bei 36°C. Die Minimalwerte betragen 174 /mL (bei 20°C) und 89 /mL (bei 36°C), die Maxima 58.350 /mL (20°C) und 3.870 /mL (36°C). Die Werte für *E. coli* lagen zwischen 1 und 1.640 KBE/100 mL (Median 153 KBE/100 mL) im Falle des Direktnachweises und zwischen 40 und 2.300 KBE/100 mL (Median 230 KBE/100 mL) für das MPN-Verfahren. An coliformen Bakterien wurden zwischen 40 und 9.300 je 100 mL gefunden, im Median 680 KBE/100 mL. Fäkalstreptokokken waren median in Höhe von 30 KBE/100 mL und Clostridien 20 KBE/100 mL enthalten. Hier schwankten die Werte zwischen 2 und 1.230 KBE/100 mL (Streptokokken) bzw. 0 und 390 KBE/100 mL (*Clostridium*). Salmonellen konnten in 100 mL in zwei Proben nachgewiesen werden. *Campylobacter* wurde in nur 7 Proben zu einer Konzentration von 1-1000 KBE/100 mL gefunden. Der Median der 20 Proben war demnach Null.

Parasitologische Parameter

Insgesamt wurden 18 parasitologische Proben gezogen. Der Nachweis von *Giardia lamblia* gelang in keiner Probe. Cryptosporidien konnten in der 10. (0,80 Oocysten /100L) und 50. Kalenderwoche (KW) (0,84 Oocysten /100L) im Jahr 2006 nachgewiesen werden. Die restlichen 16 parasitologischen Proben fielen negativ aus.

3.1.2 Hunnensiefen (Teichanlage)

Vor-Ort-Parameter

Die Wasserproben der Teichanlage wiesen mit einem Minimum von 209 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und einem Maximum von 238 $\mu\text{S}/\text{cm}$ eine relativ konstante elektrische Leitfähigkeit um einen Medianwert von 223 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf. Ähnliches galt für den pH-Wert, der sich zwischen 7,1 und 7,4 bewegte, mit einem einzelnen Wert von pH 8,7. Der Sauerstoffgehalt lag zwischen 5,5 und 12,7 mg/L (Median 8,1 mg/L), die Wassertemperatur zwischen 1,8 °C im Winter und 24,3 °C im Sommer. Die Trübung schwankte zwischen 1,73 und 38,9 FNU um einen Median von 8,07 FNU. Während die Färbung des Wassers meist farblos war, konnte beim Geruch zweimal eine schwach erdige Note festgestellt werden. In der 35. KW 2006 roch das Wasser mit mittlerer Intensität fischig.

Chemische Parameter

Der Median der Nitrat-Stickstoff-Konzentration lag bei 0,2 mg/L. Die höchsten Konzentrationen wurden bei den Proben im März und April gefunden (max. 2,75 mg/L). Der Median war auch gleichzeitig der Minimalwert. Für die Phosphor-Konzentration lag der Wert immer bei 0,1 mg/L. In der 12. KW 2006 wurde eine maximale Eisen_{gesamt}-Konzentration von 23,87 mg/L ermittelt. Der Median lag bei 0,38 mg/L. Auch die maximale Mangan_{gesamt}-Konzentration war in der 12. KW 2006 am höchsten (1,16 mg/L). Der mediane Mangan_{gesamt}-Gehalt betrug 0,59 mg/L. Für die Zink_{gesamt}-Konzentrationen wurden konstant 0,05 mg/L gemessen.

Alle Nachweise auf Rückständen von Pflanzenschutzmitteln waren negativ. Auch die exemplarisch durchgeführte Untersuchung auf Arzneimittelwirkstoffe war negativ.

Bakteriologische Parameter

Das Wasser am Auslass des untersten Fischteiches der Teichanlage im Hunnensiefen wies bei einer Bebrütungstemperatur von 20 °C eine allgemeine Koloniezahl zwischen 35 und 2.490 /mL (Median 262 /mL) auf. Bei 36 °C wurden zwischen 5 und 1.645 Bakterien /mL, im Median 91 /mL gefunden. Der Parameter *E. coli* lag im Bereich von 0 bis 36 KBE/100 mL, der Median betrug hier 3 KBE/100 mL (Direktnachweis) und 40 KBE/100 mL (MPN-Verfahren). Coliforme Bakterien konnten zwischen 40 und 930 KBE/100mL nachgewiesen werden (Median 230 KBE/100 mL). Der *Streptococcus*-Nachweis lieferte einen Medianwert von 200 KBE/100 mL, die Einzelwerte streuten zwischen 0 und 4.000 KBE/100 mL. Clostridien konnten in den Proben zwischen 0 und 700 KBE/100 mL (Median 24 KBE/100mL) gefunden werden. Der Test auf Salmonellen war hier in fünf Fällen zwischen Juni und Oktober 2006 positiv. Bei *Campylobacter* fielen die meisten Nachweise negativ aus oder die Konzentrationen lagen unter 10 KBE/100 mL. Der Median betrug 3 KBE/100 mL, das Maximum lag bei 10.000 KBE/100 mL im Juli.

Die Proben der Teichanlage Hunnensiefen können gleichsam als Nullwert für die Proben der wenige 100 Meter unterhalb liegenden Probenahmestelle Hunnensiefen (Weide) betrachtet werden.

Parasitologische Parameter

An dieser Probenahmestelle wurden insgesamt 15 parasitologische Proben gezogen. In sechs Proben konnte *Giardia lamblia* in einer Konzentration von 0,37 bis 3,18 /100 L nachgewiesen werden. Der Nachweis von *Cryptosporidium spec.* gelang in zwei Proben mit einem Maximalwert von 4,76 /100 L. Beide Maxima wurden in der 50. KW 2006 erreicht. Die restlichen parasitologischen Proben fielen negativ aus.

3.1.3 Hunnensiefen (Weide)

Vor-Ort-Parameter

Das Wasser von der Probenahmestelle an der Weide besaß eine elektrische Leitfähigkeit zwischen 204 und 270 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Median 233 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Der pH lag im neutralen bis schwach basischen Bereich (pH 7,2 bis 8,2) mit einem medianen pH-Wert von 7,6. Der Sauerstoffgehalt befand sich an dieser Stelle im Bereich zwischen 7,7 und 12,1 mg/L (Median 10,2 mg/L). Die Temperatur schwankte im Jahresverlauf zwischen 1,0 °C im Winter und 21,2 °C im Sommer um einen Median von 13,8 °C. Der Median der Trübung lag bei 4,55 FNU, mit einem Minimum von 3,32 FNU und einem Maximalwert von 35,8 FNU. Die organoleptischen Parameter waren mit geruchlos bis erdig und farblos bis gelb zu charakterisieren.

Chemische Parameter

Die Nitrat-Stickstoff-Konzentration lag zwischen 0,3 und 3,51 mg/L mit einem Median von 0,79 mg/L. Die Phosphor-Konzentration lag bis auf zwei Proben im Mai und Juni (0,14 und 0,17 mg/L) bei 0,1 mg/L. Wie auch bei der Teichanlage wurde die höchste Konzentration an Eisen_{gesamt} (7,45 mg/L) in der 12. KW 2006 ermittelt (Median 0,64 mg/L). Mangan_{gesamt} (1,18 mg/L) war in der 25. KW 2006 am höchsten (Median 0,33 mg/L). Auch hier konnten keine Pflanzenschutzmittelrückstände nachgewiesen werden.

Bakteriologische Parameter

Auf den wenigen hundert Metern Fließstrecke durch Weiden vom Auslass der Teichanlage bis zu dieser Probenahmestelle stieg die allgemeine Koloniezahl auf 24 bis 4.800 /mL (Median 1.570) bei 20°C und 99 bis 1.550 /mL (Median 456) bei 36°C an. An *Escherichia coli* wurden im Direktnachweis 1 bis 5.500 KBE/100 mL gefunden (Median 106 KBE/100 mL) sowie im MPN-Verfahren 40 bis 9.300 KBE/100 mL (Median 580 KBE/100 mL). Der Medianwert der Coliformen lag bei 4.600 KBE/100 mL. Die Einzelwerte dieses Parameters streuten zwischen 90 und 230.000. Streptokokken waren zwischen 4 bis 5.200 KBE/100 mL, im Mittel 120 KBE/100 mL enthalten, Clostridien 13 bis 590 KBE/100 mL, im Median 76. Es konnten keine Salmonellen

gefunden werden. Es konnten mehrfach *Campylobacter* - Konzentrationen bis zu 10.000 KBE/100 mL nachgewiesen werden (Median 100 KBE/100 mL).

Parasitologische Parameter

Für diesen Standort wurden insgesamt 9 parasitologische Proben gezogen, wobei in keinem Fall der Nachweis von *Giardia lamblia* gelang. *Cryptosporidium spec.* konnte in der 43. und 50. KW 2006 (14,4 Oocysten/100 L) nachgewiesen werden. Die restlichen sieben parasitologischen Proben fielen negativ aus.

3.1.4 Die Wässers (Acker)

Vor-Ort-Parameter

Die Wässers als nur temporär wasserführendes Fließgewässer wurde mit Hilfe einer in das Bachbett eingelassenen Tonne beprobt. Eine direkte Beprobung des fließenden Wassers gelang nur zweimal. Da sich die Werte der Direktbeprobung und der Proben aus der Tonne jedoch nicht wesentlich unterschieden, werden die Ergebnisse an dieser Stelle zusammengefasst. Die elektrische Leitfähigkeit der Wässers variierte zwischen 102 und 741 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Der Median betrug 636 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Der pH-Wert schwankte um einen Median von pH 7,5 zwischen den Einzelwerten pH 7,0 bis 8,2. Der niedrigste gemessene Sauerstoffgehalt betrug 3,5 mg/L, das Maximum 14,7 mg/L (Median 9,5 mg/L). Entsprechend der Jahreszeit ließen sich Wassertemperaturen von 0,6 bis 20,3 °C messen. Die Trübungswerte lagen zwischen 3,7 und 575,6 FNU (Median 114 FNU). Die Proben waren farblos, gelb oder bräunlich. Der Geruch zeigte verschiedene Ausprägungen von geruchlos über schwach erdig bis zu mittel bzw. stark muffig oder schwach bis mittel modrig.

Chemische Parameter

Die gefundenen Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen lagen zwischen 8,75 (35. KW 2006) und 27,3 mg/L (11. KW 2006). Der Median lag bei 22,8 mg/L. Der Eintrag war im Frühjahr am höchsten und nahm bis Ende des Sommers ab.

Die Phosphor_T-Konzentrationen stiegen bis Ende des Sommers an (11. KW 2006: 0,15 mg/L und 35. KW 2006: 1,66 mg/L). Der Median betrug 0,54 mg/L. Der Median für die Eisen_{gesamt}-Konzentration betrug 0,74 mg/L bei einem Maximalwert von

Swist III - Kap. 3 Ergebnisse

12,64 mg/L. Der Median von Mangan_{gesamt} und Zink_{gesamt} lag bei 0,07 bzw. 0,02 mg/L. Bei zwei von vier Analysen auf Pflanzenschutzmittel wurden Chloridazon, Desethylterbuthylazin, Diuron, Metamitron, Metazachlor, Metribuzin und Terbuthylazin nachgewiesen.

Bakteriologische Parameter

Das temporäre Fließgewässer „Die Wässers“ beinhaltete in 1 mL Probevolumen bei 20°C Bebrütungstemperatur eine allgemeine Koloniezahl von 570 bis 298.200 /mL (Median 19.900 /mL) und bei einer Temperatur von 36°C zwischen 150 und 8.680 (Median 1.560 /mL) Der Parameter *E. coli* wies im Direktnachweis Einzelwerte von 2 bis 7.800 KBE/100 mL (Median 34 KBE/100 mL) auf, im MPN-Verfahren 40 bis 9.300 KBE/100 mL und einen Median von 40 KBE/100 mL. Die Konzentration der Coliformen lagen im Median bei 3.900 KBE/100 mL. Die Einzelwerte streuten zwischen 40 und 150.000 KBE/100 mL. Streptokokken erreichten Einzelwerte von 2 bis 73.000 KBE/100 mL, im Median 155 KBE/100 mL. Der Median des Parameters Clostridien betrug ebenfalls 155 KBE/100 mL, die Einzelwerte streuten von 0 bis 700 KBE/100 mL. Der Nachweis auf Salmonellen war in zwei Fällen positiv. Der Test auf *Campylobacter* fiel in den meisten Proben positiv aus. Das Maximum betrug ebenfalls 10.000 KBE/100 mL (Median < 10 KBE/100 mL). Nur eine Probe enthielt keine nachweisbaren Konzentrationen dieses Bakteriums.

Parasitologische Parameter

Für diese Probenahmestelle konnten insgesamt 10 parasitologische Proben gezogen werden. Der Nachweis von *Giardia lamblia* gelang einmalig in der 26. KW 2006 mit 4,76 /100 L. *Cryptosporidium* spec. konnte in 4 Proben nachgewiesen werden. Die Einzelwerte reichten von 0,32 /100 L in der 7. KW 2006 bis 161,54 /100 L in der 2. KW 2006. Die restlichen parasitologischen Proben fielen negativ aus.

3.1.5 Morsbach (Sonderkultur)

Vor-Ort-Parameter

Das Wasser des Morsbachs besaß eine elektrische Leitfähigkeit von 340 bis 582 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Der Medianwert betrug 391 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Der pH-Wert schwankte zwischen 7,0 und 8,5 um einen Median von pH 7,9. Es wurden Sauerstoffgehalte zwischen 8,9 und 20,5 mg/L (Median 11,4 mg/L) gemessen. Die Wassertemperatur lag zwischen 0,7 bis 16,2°C.

Die Trübung war mit Werten zwischen 3,7 und 225 FNU (Median 11,2 FNU) sehr unterschiedlich. Am 13.12.2005 zeigten die organoleptischen Parameter eine gelbe Färbung und einen schwach modrigen Geruch an.

Chemische Parameter

Der Median für die Nitrat-Stickstoff-Konzentration lag bei 2,43 mg/L. Insgesamt lagen die Konzentrationen zwischen 0,78 und 5,39 mg/L. Der Median (0,1 mg/L) war auch gleichzeitig der Minimalwert für die Phosphor-Konzentration. Der Maximumwert betrug 0,2 mg/L. Die Schwermetalle unterlagen keinen größeren Schwankungen. In einer von drei Pflanzenschutzmittelanalysen konnten Chlorid-azon, Diuron und MCPA nachgewiesen werden.

Bakteriologische Parameter

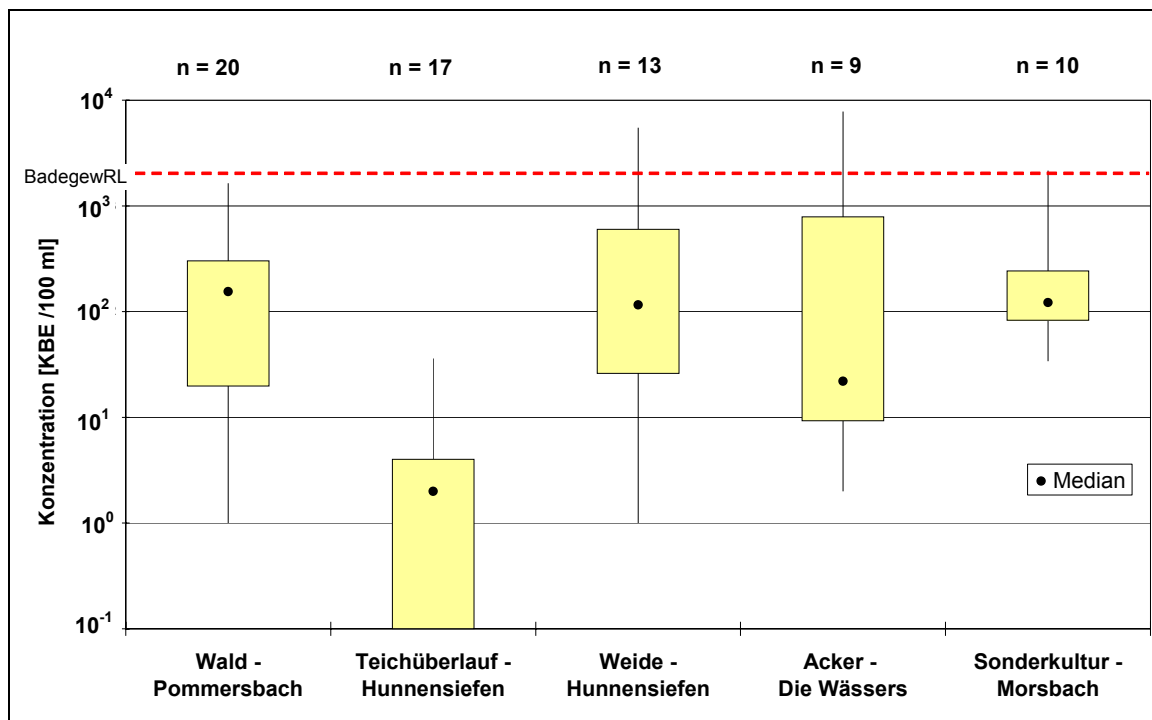
In den neun am Morsbach gezogenen Proben wurde im Median eine Koloniezahl von 2.020 /mL (20°C) nachgewiesen, der Median bei 36°C beträgt mit 552 /mL etwa ein Viertel davon. Die Minimum- und Maximumwerte unterschieden sich mit 640 bis 18.600 /mL bei 20 °C und 320 bis 8.680 /mL bei 36 °C um das Zweifache. Die Medianwerte für *E. coli* lagen mit 99 KBE/100 mL (Direktnachweis) und 110 KBE/100 mL (MPN-Verfahren) dicht beieinander, während sich die Einzelwerte (34 bis 2.160 KBE/100 mL mit Direktnachweis bzw. 30 bis 430 KBE/100 mL mit dem MPN-Verfahren) in ihren Maxima deutlich unterschieden. Coliforme erreichten Einzelwerte zwischen 150 und 460.000 KBE/100 mL, im Mittel 1.500 KBE /100 mL. Streptokokken wurden von 11 bis 3.700 /100 mL (Median 78 KBE/100 mL) nachgewiesen und Clostridien zwischen 9 und 670 KBE/100 mL (Median 32 KBE/100 mL). Der Nachweis von Salmonellen fiel lediglich in einer Probe im

Swist III - Kap. 3 Ergebnisse

weis von Salmonellen fiel lediglich in einer Probe im Februar 2006 positiv aus, der Rest aller Proben ist negativ. Der *Campylobacter*-Test hatte sechs Negativergebnisse und vier Positivergebnisse mit Konzentrationen von 1 bis 10.000 KBE/100 mL.

Parasitologische Parameter

Insgesamt wurden an dieser Probenahmestelle neun parasitologische Proben gezogen. In der 4. und 9. KW 2006 konnten sowohl *Giardia lamblia* als auch *Cryptosporidium spec.* nachgewiesen werden. Das Maximum für *Giardia lamblia* betrug 2,3/100 L und wurde in der 4. KW 2006 erreicht. Für *Cryptosporidium spec.* wurde ebenfalls in der 4. KW 2006 ein Maximum (10,56/100 L) erreicht. Die restlichen sieben parasitologischen Proben fielen negativ aus.



Rote gestrichelte Linie = Grenzwert der Badegewässerrichtlinie (BadegewRL)

Abb. 4: *E. coli*-Konzentrationen (Direktnachweis) in den Gewässerproben differenziert nach Landnutzung.

Swist III - Kap. 3 Ergebnisse

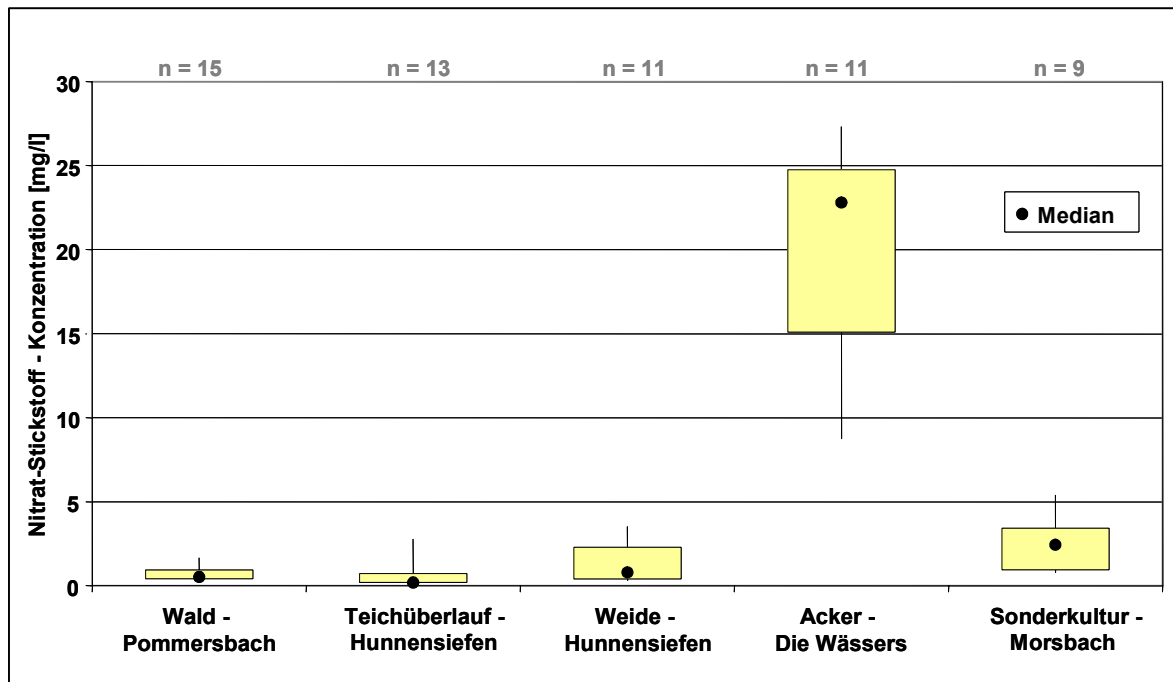


Abb. 5: Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen in den Gewässerproben differenziert nach Landnutzung.

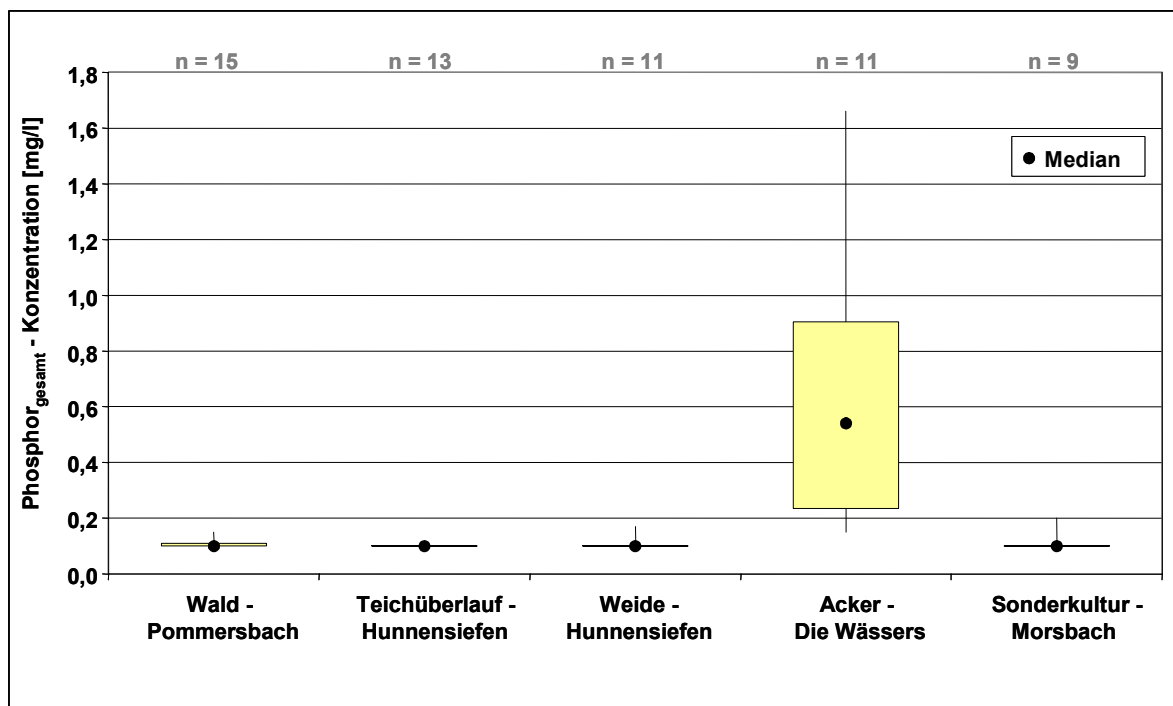


Abb. 6: Phosphor_{gesamt}-Konzentrationen in den Gewässerproben differenziert nach Landnutzung.

3.2 Ereignisbeprobungen der Oberflächen- und Bodenwasserabflüsse sowie der Drainagewässer in den Teileinzugsgebieten

3.2.1 Am Hunnensiefen (Wald)

Vor-Ort-Parameter

Der Oberflächenabfluss des im Wald am Hunnensiefen eingelassenen Rack wies eine elektrische Leitfähigkeit von 109 bis 708 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Median 218 $\mu\text{S}/\text{cm}$) auf. Der pH-Wert der Proben schwankte zwischen 4,5 und 8,0 um einen Median von pH 5,0. Bei Temperaturen zwischen 1,3 und 19,6 °C lag der Sauerstoffgehalt im Bereich von 5,9 bis 11,8 mg/L (Median 8,5 mg/L). Der Medianwert der Trübung betrug 325 FNU, die Einzelwerte lagen minimal bei 34,5 FNU und maximal bei 1.094 FNU. Bezüglich der organoleptischen Parameter zeigte sich der Oberflächenabfluss immer gelb bis braun gefärbt, zum Teil geruchlos, oft aber auch modrig oder erdig und einmal auch fischig.

Der Bodenwasserabfluss an dieser Probenahmestelle zeigte recht ähnliche Leitfähigkeitswerte von 123 bis 752 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Median 178 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Der pH-Wert lag zwischen 5,1 und 7,4 (Median pH 5,5) und der Sauerstoffgehalt zeigte Einzelwerte zwischen 6,9 und 12,6 mg/L (Median 9,0 mg/L) bei Temperaturen zwischen 8,0 und 17,5°C. Die Trübungsmessungen ergaben im Median einen Wert von 301,9 FNU (Einzelwerte 104,5 bis 1.093 FNU). Die Färbung des Bodenwasserabfluss war ebenfalls von gelb bis braun. Er zeigte sich jedoch öfter als der Oberflächenabfluss geruchlos, und wenn modrig oder erdig dann weniger intensiv.

Chemische Parameter

Der Oberflächenabfluss wies einen Median für die Nitrat-Stickstoff-Konzentration von 5,26 mg/L auf. Die niedrigste Konzentration lag bei 1,92 mg/L und die maximale Konzentration bei 11 mg/L (August 2006). Für die Phosphor-Konzentration wurde ein Median von 0,53 mg/L ermittelt. Die Spannweite der Konzentrationen betrug 0,15-1,3 mg/L. Im Mai wurde die höchste Konzentration ermittelt. Die Konzentrationen für Eisen und Mangan waren sehr hoch. Der Median für die Eisen_{gesamt}-Konzentration lag bei 65,3 mg/L und für Mangan_{gesamt} bei 5,86 mg/L. Bei der Analyse im Januar 2006 konnte einmalig Cadmium (4,2 $\mu\text{g}/\text{L}$) und im April Aluminium (73,3 mg/L) nachgewiesen werden. Alle Analysen auf Pflanzenschutzmittel zeigten negative Befunde.

Swist III - Kap. 3 Ergebnisse

Das Wasser des Bodenwasserabflusses hatte Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen zwischen 4,31 und 15,4 mg/L (Median 6,62 mg/L). Für die Phosphor-Konzentration lagen die Werte zwischen 0,4 und 1,97 mg/L. Der Median betrug 0,79 mg/L. Für beide Parameter wurden die höchsten Konzentrationen im November 2006 gemessen. Das Wasser des Bodenwasserabflusses hatte eine höhere Konzentration für Eisen und Mangan als das Wasser des Oberflächenabflusses. Der Median für die Eisen_{gesamt}-Konzentration betrug 123 mg/L und für Mangan_{gesamt} 6,01 mg/L. Auch hier fielen alle Pflanzenschutzmittelanalysen negativ aus.

Bakteriologische Parameter

Die Rackproben wiesen bei 20°C Bebrütungstemperatur in 1 mL Probevolumen Koloniezahlen von 111.760 im Oberflächenabfluss auf, bei 36°C waren es 9.365 KBE/mL. *E. coli* lag in einer medianen Konzentration von 2.200 KBE/100 mL (Direktnachweis) bzw. 230 KBE/100 mL (MPN-Verfahren) vor. Des Weiteren fanden sich im Oberflächenabfluss an diesem Standort Mediankonzentrationen der Coliformen von 2.300 KBE/100 mL, bei Streptokokken von 3.060 KBE/100 mL und bei Clostridien von 82 KBE/100 mL. *Salmonella* konnten an diesem Waldstandort nicht nachgewiesen werden. *Campylobacter* war in allen untersuchten Proben des Oberflächenabflusses mit bis zu 10 KBE/100 mL vertreten.

Im Bodenwasserabfluss konnten bei 20°C Bebrütungstemperatur 162.800 KBE/mL nachgewiesen werden, bei 36°C 10.625 KBE/mL. Die mediane Konzentration von *E. coli* betrug 660 KBE/100 mL (Direktnachweis) bzw. 840 KBE/100 mL (MPN-Verfahren). Die Proben des Bodenwasserabflusses wiesen für Coliforme (3.900 KBE/100 mL), Fäkalstreptokokken (3.800 KBE/100 mL) und Clostridien (325 KBE/100 mL) höhere Medianwerte auf als die des Oberflächenabflusses. *Campylobacter* wurden mit bis zu 10 KBE/100 mL gemessen, Salmonellen wurden nicht nachgewiesen.

Parasitologische Parameter

Für diesen Standort konnten keine parasitologischen Proben gezogen werden, da sich der Abfluss unter Wald nicht in ausreichenden Mengen von mindestens 20 Litern im Rack sammelte und so kein adäquates Probenahmenvolumen erreicht wurde.

3.2.2 Am Zingsbach (Grünland)

Vor-Ort-Parameter

Die am Zingsbach gewonnenen Proben des Oberflächenabflusses verfügten über eine elektrische Leitfähigkeit zwischen 66 und 663 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Im Median waren es 258 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Der pH-Wert schwankte zwischen 6,4 und 8,1 um einen Median von pH 7,0. Der Sauerstoffgehalt lag bei Temperaturen von 6,6 bis 26,4°C im Median bei 9,2 mg/L. Die Einzelwerte erreichten ein Minimum von 5,2 mg/L und einen Maximalwert von 11,1 mg/L. Das Wasser des Oberflächenabflusses wies eine Trübung von 108,8 bis 1.067 FNU (Median 457,3 FNU) auf und war meist braun, selten gelblich gefärbt. Es war in der Regel geruchlos oder roch erdig bzw. muffig mit schwacher Intensität.

Das Wasser der Drainage (D) am Zingsbach besaß eine elektrische Leitfähigkeit zwischen 370 und 432 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Der pH-Wert war mit 6,8 bis 6,9 recht konstant. Bei Wassertemperaturen von 6,2 bis 11,9°C nahm der Sauerstoffgehalt Werte zwischen 4,0 und 15,5 mg/L an. Die Trübung des farblosen bis gelblich oder grünlich gefärbten Wassers lag bei 3,54 bis 6,43 FNU. Der Geruch erschien neutral bis faulig bzw. schwefelig.

Chemische Parameter

In der 32. KW 2006 wies das Wasser des Oberflächenabflusses mit 46 mg/L die höchste Nitrat-Stickstoff-Konzentration auf. Die niedrigste Konzentration wurde mit 0,87 mg/L im November (47. KW 2006) gemessen. Der Median lag bei 12,50 mg/L. Für die Phosphor-Konzentration betrug der Median 1,01 mg/L. Die Konzentrationen lagen zwischen 0,4 und 9,46 mg/L (29. KW 2006). In der 14. KW 2006 wurde einmalig Aluminium mit 37,1 mg/L gefunden. Der Median der Eisen_{gesamt}-Konzentration lag bei 18,21 mg/L und für Mangan_{gesamt} bei 0,87. Es konnte in der 32. KW 2006 Probengut für eine Pflanzenschutzmittelanalyse gewonnen werden. In dieser Probe konnten keine Rückstände nachgewiesen werden.

Swist III - Kap. 3 Ergebnisse

Der Bodenwasserabfluss konnte an diesem Standort wegen der Staunässe, welche von unten in das Rack floss, nicht gewonnen werden. In diesem aufgestauten Sickerwasser (SW) lagen die Konzentrationen für Nitrat-Stickstoff zwischen 1,17 und 3,12 mg/L (Median 1,37 mg/L). Für die Phosphor-Konzentration betrug der Median 0,1 mg/L. Dabei lagen die Konzentrationen zwischen 0,1 und 0,9 mg/L. Die Schwermetalle Eisen_{gesamt}, Zink_{gesamt} und Mangan_{gesamt} lagen in geringen Mengen vor. Es wurden im Sickerwasser keine Pflanzenschutzmittelanalysen durchgeführt.

Für das Wasser aus der Drainage konnten nur geringe Konzentrationen für Nitrat-Stickstoff und Phosphor (0,2 bzw. 0,1 mg/L) festgestellt werden. Die Konzentrationen unterlagen keinen Schwankungen. Die Konzentrationen für Eisen_{gesamt} und Mangan_{gesamt} waren 10-fach höher als im aufgestauten Sickerwasser.

Bakteriologische Parameter

Im Oberflächenabfluss des Rack am Zingsbach lag die Koloniezahl bei einer Bebrütungstemperatur von 20°C im Median bei 75.855 /mL, bei 36°C bei 19.700 /mL. Für *E. coli* ließen sich mittels Direktnachweis Einzelwerte von 0 bis 28.470 /100 mL gewinnen (Median 100 KBE/100 mL), mittels MPN-Verfahren zwischen 930 und 43.000 KBE/100 mL (Median 930 KBE/100 mL). Coliforme Bakterien wiesen einen Median von 8.650 KBE/100 mL auf. Fäkalstreptokokken konnten im Median mit einer Konzentration von 2.500 KBE/100 mL nachgewiesen werden, Clostridien mit 970 KBE/100 mL. Salmonellen wurden nur in einer Probe des Oberflächenabflusses (Juli 2006) gefunden. Der *Campylobacter*-Nachweis enthielt auch hier zumeist Positivergebnisse mit unter 10 KBE/100 mL. Zwei Proben fielen negativ aus, zwei weitere lagen bei 100 und 1000 KBE/100 mL.

Der Bodenwasserabfluss konnte an diesem Standort wegen der Staunässe, welches von unten in das Rack floss, nicht gewonnen werden.

Die Drainage am Zingsbach enthielt im Median eine allgemeine Koloniezahl von 174 /mL (20°C) bzw. 102 /mL (36°C). Die Mediankonzentration von *E. coli* betrug beim Direktnachweis 8 KBE/100 mL, beim MPN-Verfahren 40 KBE/100 mL. Coliforme Bakterien wurden im Mittel 430 KBE/100 mL nachgewiesen, Streptokokken 2 KBE/100 mL und Clostridien 30 KBE/100 mL. Alle Tests auf Salmonellen waren

negativ. Der *Campylobacter*-Nachweis enthielt auch hier zur Hälfte Positiv-ergebnisse mit bis zu 100 KBE/100 mL.

Parasitologische Parameter

Für diese Probenahmestelle konnte mangels ausreichender Abflussvolumina nur eine parasitologische Probe gezogen. Diese fiel negativ aus.

3.2.3 Am Sürstbach (Acker/Sonderkultur)

Vor-Ort-Parameter

Das am Rande eines Ackers eingesetzte Rack am Sürstbach lieferte Wasserproben des Oberflächen- und Bodenwasserabflusses. Die elektrische Leitfähigkeit dieser Proben streute zwischen 74 und $2,36 \times 10^5$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ im Oberflächenabfluss (Median 414 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Der pH-Wert lag zwischen pH 6,5 und pH 8,1 (Median pH 7,3). Bezüglich des Sauerstoffgehaltes wies der Oberflächenabfluss einen Median von 8,1 mg/L (Einzelwerte 6,5 bis 10,96 mg/L) auf. Je nach Witterung und Jahreszeit betrug die Wassertemperatur der Proben 5,5 bis 25,5°C. Die Trübung des Oberflächenabflusses schwankte zwischen 207,3 und 999,3 FNU (Median 667,4 FNU). Bezüglich der Parameter Färbung sowie Geruchsart und -stärke zeigte sich der Oberflächenabfluss braun, selten gelblich und mittel bis stark modrig, muffig oder faulig, selten erdig oder fischig, in einem Fall geruchlos.

Der Bodenwasserabfluss wies eine elektrische Leitfähigkeit von 294 bis 385 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Median 339,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$) auf und einen pH-Wert von pH 6,7 bis pH 8,1 (Median pH 7,1). Der Sauerstoffgehalt im Bodenwasserabfluss besaß einen Median von 6,3 mg/L (Einzelwerte 5,7 bis 7,0 mg/L) und Wassertemperaturen von 3,4 bis 21,2°C. Die Trübung streute zwischen 0,4 und 740,1 FNU (Median 47,4 FNU). Das Wasser des Bodenwasserabflusses war farblos bis gelblich und geruchlos, fischig oder seifenartig.

Die Drainage, welche sich auf der gegenüberliegenden Uferböschung des Racks befindet und in den Sürstbach mündet, entwässert ein Erdbeerfeld. Die elektrische Leitfähigkeit des Drainagewassers lag im Median bei 738 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die Einzelwerte betragen 471 bis 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Der pH-Wert schwankte zwischen pH 6,7 und pH 7,4 (Median pH 7,0). Bei einer Wassertemperatur zwischen 4,3 und 19,3°C war zwi-

schen 7,7 und 12,1 mg/L Sauerstoff in den Proben enthalten (Median 9,6 mg/L). Es war nur eine schwache Trübung mit einem Medianwert von 36,8 FNU feststellbar (Einzelwerte zwischen 2,7 und 88,3 FNU). Die organoleptischen Parameter konnten als farblos oder gelblich und geruchlos, in einem Fall als mit mittlerer Intensität erdig beschrieben werden.

Chemische Parameter

Der Median der Nitrat-Stickstoff-Konzentration für das Wasser des Oberflächenabflusses betrug 19,8 mg/L. Der Minimumwert lag bei 3 mg/L und der Maximumwert bei 116 mg/L. Für die Phosphor-Konzentration betrug der Median 2,02 mg/L. Die Konzentrationen lagen zwischen 0,68 und 2,67 mg/L. Der Median für Eisen_{gesamt} betrug 53,03 mg/L und für Mangan_{gesamt} 2,68 mg/L. Es konnten keine Pflanzenschutzmittel nachgewiesen werden.

Im Bodenwasserabfluss lag der Median für die Nitrat-Stickstoff-Konzentration bei 12,6 mg/L. Die Konzentrationen lagen zwischen 4,82 und 13,9 mg/L. Für Phosphor betrug der Median 0,14 mg/L bei Konzentrationen zwischen 0,1 und 4,37 mg/L. Die Werte für Schwermetalle waren sehr gering. Nur in der 32. und 34. KW 2006 stiegen sie auf maximal 84,87 mg/L für Eisen_{gesamt} und maximal 8,66 mg/L für Mangan_{gesamt} an. In der einmal durchgeführten Pflanzenschutzmittelanalyse konnten keine Rückstände nachgewiesen werden.

Im Drainagewasser des auf der gegenüberliegenden Bachseite liegenden Erdbeerfeldes konnte eine Nitrat-Stickstoff-Konzentration von 28,9 mg/L (Median) ermittelt werden. Die Konzentrationsbreite lag zwischen 9,69 und 37,2 mg/L. Die Phosphorkonzentration lag bei 0,19 mg/L (Median). Der Minimumwert war 0,1 mg/L und der Maximumwert lag bei 0,57 mg/L. Die Schwermetallgehalte waren niedrig und unterlagen keinen Schwankungen. Pflanzenschutzmittelanalysen wurden in der 22., 25. und 29. KW 2006 durchgeführt. Es konnten in der Probe für die 25. KW 2006 Desethylterbuthylazin, MCPA und Terbuthylazin nachgewiesen werden.

Bakteriologische Parameter

An diesem Standort betragen die Mediane des Parameters Koloniezahl im Oberflächenabfluss bei 20°C 114.500 KBE/mL und bei 36°C 54.400 KBE/mL. *Escherichia coli* konnte im Oberflächenabfluss in einer Konzentration von 7.440 KBE/100 mL (Direktnachweis) und 43.000 KBE/100 mL (MPN-Verfahren) nachgewiesen werden. Außerdem fanden sich im Oberflächenabfluss im Median 125.000 KBE/100 mL Coliforme, 103.00 KBE/100 mL Fäkalstreptokokken und 6.250 KBE/100 mL Clostridien. Der Salmonellennachweis fiel in drei Proben des Oberflächenabflusses positiv aus. Alle anderen Proben am Sürstbach waren bezüglich dieses Parameters negativ. *Campylobacter* wurde im Oberflächenabfluss in 8 der 11 Proben gefunden. Das Maximum lag bei 10.000 KBE/100 mL.

Die Koloniezahlen im Bodenwasserabfluss lagen im Median bei 3.105 KBE/mL (20°C) und 161 KBE/mL (36°C). Der Median des Parameters *E. coli* aus den drei Proben betrug 0 KBE/100 mL (Maximumwert 83.000 KBE/100 mL (Direktnachweis) bzw. 93.000 KBE/100 mL (MPN-Verfahren)). Im Bodenwasserabfluss waren Mediankonzentrationen von 12.045 KBE/100 mL Coliformen, 10 KBE/100 mL Streptokokken und 2 KBE/100 mL Clostridien zu finden. *Campylobacter* wurden einmal mit 10 KBE/100 mL gefunden.

Im Drainagewasser des auf der gegenüberliegenden Bachseite liegenden Erdbeerfeldes betrug der Median der allgemeinen Koloniezahl bei 20°C 8.315 /mL und bei 36°C 13.918 KBE/mL. Die Medianwerte von *E. coli* lagen bei 1.894 KBE/100 mL (Direktnachweis) bzw. 15.000 KBE/100 mL (MPN-Verfahren). Die Proben der Drainage enthielten im Median in 100 mL Probe 56.200 Coliforme, 13 Fäkalstreptokokken und 39 Clostridien. Salmonellen ließen sich in drei der vier Proben nachweisen. Der Nachweis von *Campylobacter* gelang ebenfalls nur einmal, allerdings mit einer Konzentration von 10.000 KBE/100 mL.

Parasitologische Parameter

Insgesamt wurden für diesen Standort drei parasitologische Proben des Bodenwasserabflusses gezogen. In keiner der Proben konnten Parasiten nachgewiesen werden.

3.2.4 Am Morsbach (Sonderkultur)

Vor-Ort-Parameter

Der unter Sonderkultur aufgefangene Oberflächenabfluss wies eine elektrische Leitfähigkeit von 235 bis 1.419 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Median 874 $\mu\text{S}/\text{cm}$) und einen pH-Wert von 6,1 bis 7,7 (Median pH 7,4) auf. Der Sauerstoffgehalt schwankte um einen Median von 8,5 mg/L mit Einzelwerten zwischen 7,7 und 9,9 mg/L. Die Temperatur dieser Wasserproben betrug im Jahresverlauf 12,5 bis 21,9°C. Mit Einzelwerten von 30,5 bis 729,8 FNU wies die Trübung einen Mittelwert von 289,5 FNU auf. Das Wasser war meist braun, der Geruch von geruchlos über erdig und muffig bis faulig wahrnehmbar.

Das Wasser des Bodenwasserabflusses wies für die elektrische Leitfähigkeit Werte von 502 bis 708 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf. Der pH-Wert betrug 7,7 und 8,0. Der Sauerstoffgehalt war bei einer Wassertemperatur von 9,3 und 4,5°C mit 9,9 und 11,5 mg/L. Die Trübungswerte lagen bei 85,0 und 174,3 FNU, das Wasser war gelb und schwach modrig bzw. geruchlos.

Die Drainagen, welche die Sonderkulturflächen rechts- bzw. linksseitig des Morsbachs entwässern und oberhalb bzw. unterhalb der Gewässerprobenahmestelle in den Morsbach münden, wiesen folgende physiko - chemischen Merkmale auf: Die elektrische Leitfähigkeit des Drainagewassers von P12 (Drainage 1) streut zwischen 324 und 520 $\mu\text{S}/\text{cm}$ um einen Median von 432 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Das Wasser der unterhalb der Gewässerprobenahmestelle gelegenen Drainage 2 (P 13) nahm Leitfähigkeitswerte von 74 bis 744 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bei einem Median von 415,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ an. Der pH-Wert lag an Drainage 1 im Median bei 7,2 (pH 7,1-7,3), an Drainage 2 bei mit etwas größeren Schwankungen zwischen den Einzelwerten (6,1-7,9) im Median bei 6,8. Ähnlich verhielt es sich bei dem Sauerstoffgehalt der Proben. Das Drainagewasser 1 (P12) nahm Werte von 9,3 bis 11,7 mg/L an (Median 10,8), an der zweiten Drainage (P13) wurden Sauerstoffgehalte zwischen 6,2 und 11,3 mg/L (Median 10,0) gemessen. Die Temperatur schwankte im Jahresverlauf zwischen 3,7 und 17,8°C. Die Trübung der Wasserproben aus den Drainagen fiel recht unterschiedlich aus und unterlag großen Schwankungsbreiten. Der Median von P12 betrug 74,13 FNU bei Einzelwerten von 8,7 bis 109,4 FNU. Für P 13 wurden Trübungswerte von 6,2 bis 107,0 FNU (Median 20,76 FNU) gemessen. Bezüglich der organoleptischen Parameter zeigten sich die

Wasserproben beider Drainagen recht einheitlich farblos bis gelb und, bis auf eine Probe von schwachem an Seife erinnernden Geruch, geruchlos.

Chemische Parameter

Im Oberflächenabfluss fand sich ein Median für die Nitrat-Stickstoff-Konzentration von 14,54 mg/L. Die höchste Konzentration wurde in der 32. KW 2006 mit 84,6 mg/L ermittelt. Der niedrigste Gehalt lag bei 2,3 mg/L (8. KW 2006). Auch für Phosphor wurde im August (31. KW 2006) die höchste Konzentration (11,67 mg/L) gefunden. Der Median betrug 1,9 mg/L. Für die Schwermetalle Eisen_{gesamt} und Mangan_{gesamt} lag der Median bei 60,86 mg/L bzw. 1,56 mg/L. Bei den Pflanzenschutzmittelanalysen konnten keine Rückstände nachgewiesen werden.

Das Wasser des Bodenwasserabflusses hatte einen Median für die Nitrat-Stickstoff-Konzentration von 5,82 mg/L. Die höchste Konzentration wurde in der 34. KW 2006 mit 10,6 mg/L und die niedrigste in der 14. KW 2006 mit 4,22 mg/L gemessen. Die Konzentrationen für Phosphor lagen zwischen 0,17 und 12,39 mg/L. Der Median lag bei 0,87 mg/L. Der Gehalt an Eisen_{gesamt} lag bei 25,75 mg/L und Mangan_{gesamt} bei 1,19 mg/L. In der 14. KW 2006 wurde einmalig Aluminium_{gesamt} gefunden (4,69 mg/L). Es konnte kein Probengut für die Pflanzenschutzmittelanalyse genommen werden.

Der Drainagenabfluss oberhalb des Racks (P12) hatte eine Nitrat-Stickstoff-Konzentration von 11,35 mg/L (Median) und die Drainage unterhalb (P13) von 6,31 mg/L. Die Einzelwerte reichten von 10,2 bis 17,2 mg/L oberhalb (P12) und 5,39 bis 8,02 mg/L unterhalb des Racks (P13). Für die Phosphor-Konzentration lag der Median bei 0,1 mg/L oberhalb und 0,2 mg/L unterhalb des Racks. Hier lagen die Einzelwerte zwischen 0,1 und 0,17 mg/L (P12) und 0,1 und 0,3 mg/L (P13). An beiden Stellen wurde in der 14. KW 2006 einmalig Aluminium_{gesamt} gefunden (oberhalb: 0,86 mg/L und unterhalb: 0,98 mg/L). Für eine Pflanzenschutzmittelanalyse konnte nur für die Drainage oberhalb des Racks Probengut aufgefangen werden. Diese Analyse wies keine Rückstände von Pflanzenschutzmitteln auf.

Bakteriologische Parameter

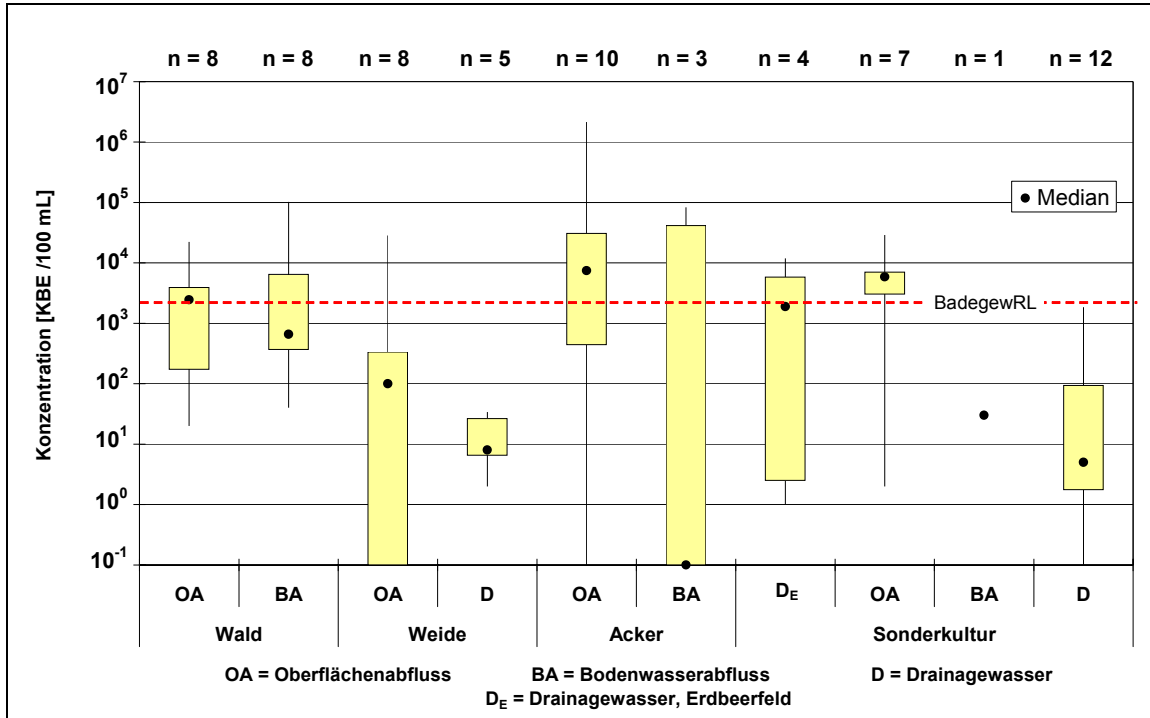
Die allgemeine Koloniezahl bei einer Bebrütungstemperatur von 20°C erreicht an diesem Standort bei den Proben des Oberflächenabflusses Einzelwerte von 60.000 bis 517.600 Kolonien /mL (Median 94.800 KBE/mL). Bei 36°C Bebrütungstemperatur waren im Oberflächenabfluss 2.440 bis 410.000 KBE/mL (Median 42.815 KBE/mL) auffindbar. Das Indikatorbakterium *E. coli* wurde im Median mit 5.703 (Direktnachweis) bzw. 15.000 KBE/100mL (MPN-Verfahren) gemessen. Außerdem befanden sich im Oberflächenabfluss im Median 82.500 Coliforme /100mL, 8.350 Fäkalstreptokokken /100mL und 10.950 Clostridien/100mL. Eine Probe des Oberflächenabflusses enthielt Salmonellen, der Rest der Proben war bezüglich dieses Parameters negativ. Es fielen fünf der sieben Proben auf *Campylobacter* mit <10 KBE/100mL positiv aus.

Im Bodenwasserabfluss erreichte die allgemeine Koloniezahl bei 20°C Werte von 570 bis 22.670 KBE/mL (Median 13.870 KBE/mL) und bei 36°C Werte von 250 bis 12.250 KBE /mL (Median 6400). *E. coli* wurden durch beide Verfahren im Median mit 30 KBE /100mL nachgewiesen. Die Medianwerte für Coliforme betragen 2.375, für Streptokokken 235 KBE/100mL und für Clostridien 137 KBE/100mL. Untersuchungen auf *Campylobacter* lagen immer unter 10 KBE/100mL.

An den Drainagen betrug die Koloniezahl bei 20°C Bebrütungstemperatur 490 bis 5.800 KBE/mL (P12, Median 2.400 KBE/mL) sowie 260 bis 11.401 KBE/mL (P13, Median 2.115 KBE/mL). Bei 36°C zeigten sich hier Konzentrationen zwischen 160 und 1.020 KBE/mL (P12, Median 635 KBE/mL) bzw. zwischen 63 und 4.302 KBE/mL (P13, Median 680 KBE/mL). Die Drainagen schütteten im Mittel in ihrem Wasser 4 bzw. 30 KBE (P12) und 6 bzw. 1.500 KBE (P13) *E. coli* je 100mL. Im Drainagewasser wurden im Median 6.650 KBE/100mL (P12) bzw. 7.500 KBE/100mL (P13) an Coliformen Bakterien, 10 bzw. 626 KBE/100mL an Fäkalstreptokokken und 21 bzw. 40 KBE/100mL an Clostridien gefunden. Der Nachweis von Salmonellen fiel in zwei der vier Proben der Drainage 1 (P12) und in drei der acht Proben der Drainage 2 (P13) positiv aus. Für *Campylobacter* gab es bis auf eine negative Probe Konzentrationen in der Drainage 1 von bis zu 1000 KBE/100mL und drei (von acht) positive Proben aus Drainage 2 (Maximum: 10.000 KBE/100mL).

Parasitologische Parameter

Am Standort Morsbach wurden insgesamt sechs parasitologische Ereignisproben gewonnen, fünf hiervon aus Drainageabfluss, eine aus Bodenwasserabfluss. Alle sechs Proben fielen in den parasitologischen Tests negativ aus.



Rote gestrichelte Linie = Grenzwert der Badegewässerrichtlinie (BadegewRL)

Abb. 7: Mikroorganismen-Konzentrationen in den Ereignisproben differenziert nach Landnutzung, am Beispiel des Parameters *E. coli* (Direktnachweis).

Swist III - Kap. 3 Ergebnisse

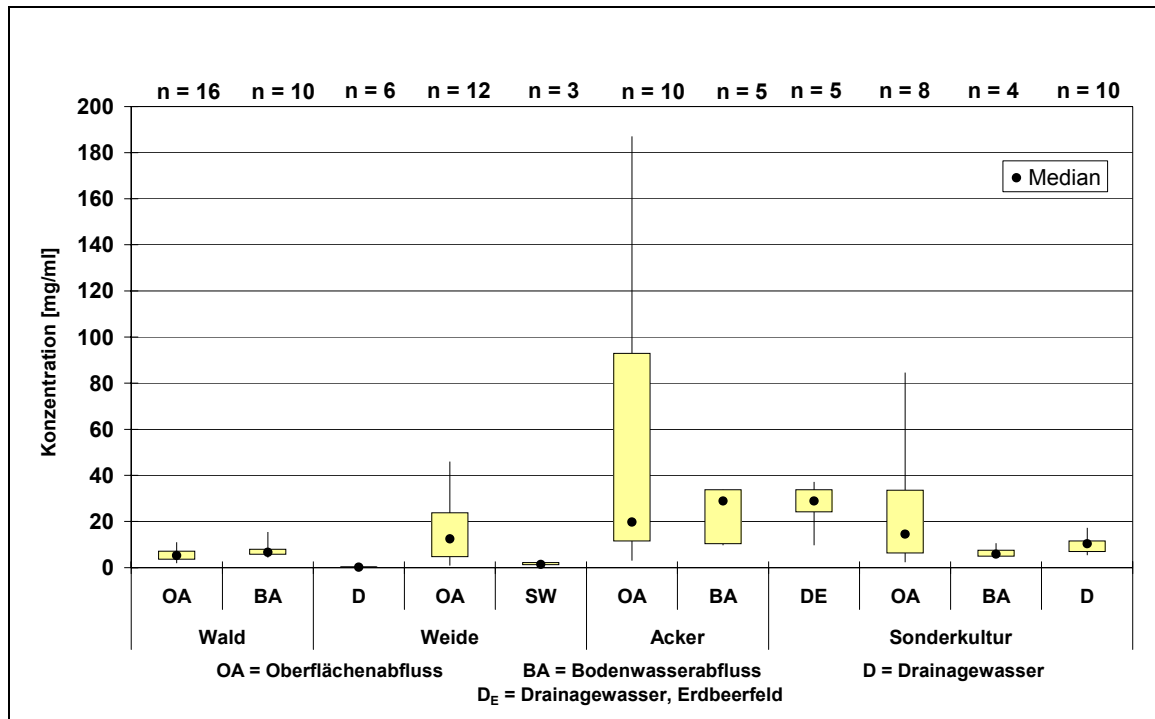


Abb. 8: Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen in den Ereignisproben differenziert nach Landnutzung.

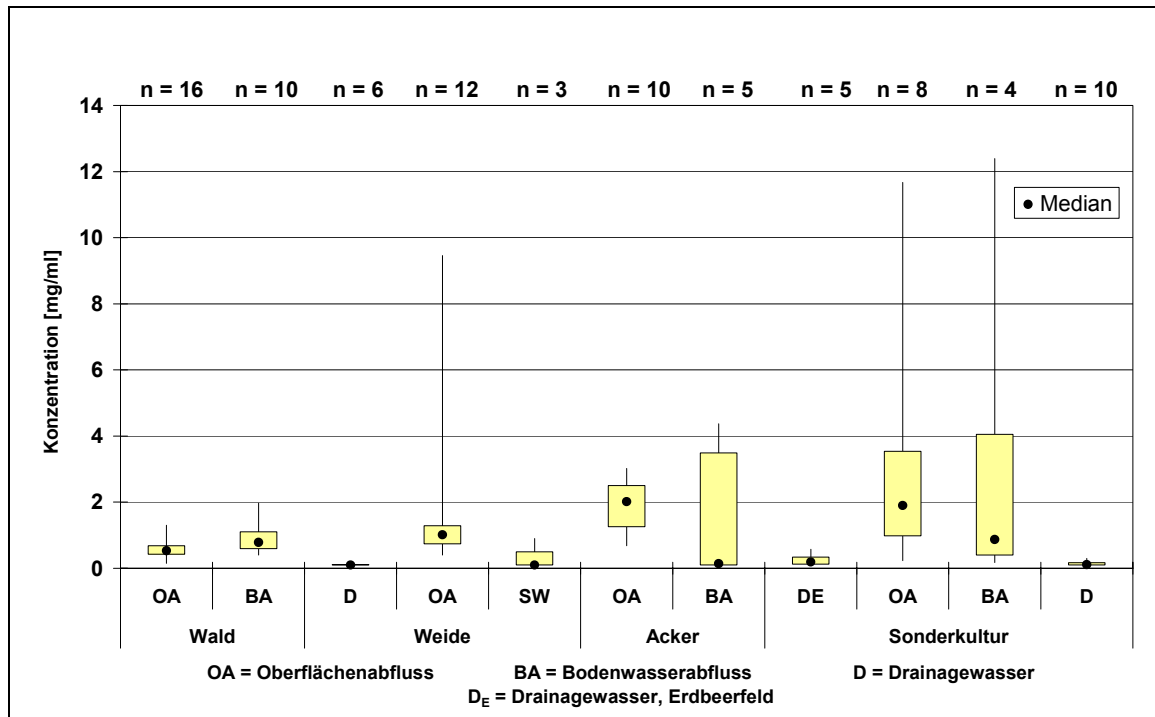


Abb. 9: Phosphor_{gesamt}-Konzentrationen in den Ereignisproben differenziert nach Landnutzung.

3.3 Statistische Analyse

Für weitere Betrachtungen über den statistischen Zusammenhang der einzelnen Parameter untereinander sowie zu Flächennutzung, Abflusskomponenten und Niederschlag wurden Rangkorrelationen nach Spearman berechnet. Nicht in die Analysen einbezogen wurden die Ergebnisse der *E. coli*-Nachweise, welche unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze lagen. Eine Auswahl der berechneten Korrelationskoeffizienten ist mit dem jeweiligen Signifikanzniveau (als Irrtumswahrscheinlichkeit) in den Tab. 3 bis Tab. 6 dargestellt. Klassifiziert und farblich markiert sind signifikante (Signifikanz $< 0,05$, entspricht 5 % Irrtumswahrscheinlichkeit), hoch signifikante (Signifikanz $< 0,01$) und sehr hoch signifikante (Signifikanz $< 0,001$) Zusammenhänge. Hier kann davon ausgegangen werden, dass der in den Wasserproben dieser Studie festgestellte Zusammenhang auch auf die Grundgesamtheit von anderen Wasserproben übertragbar ist.

Die Stärke des Zusammenhangs wird jeweils in der Zeile „Korrelation“ der Tabellen angegeben. Es wurde eine Unterteilung in fünf Klassen gewählt (vgl. Kapitel 2.7). Bis zu einem Korrelationskoeffizienten mit einem Betrag von $r = 0,5$ liegt nur ein schwacher Zusammenhang vor. Diese Ergebnisse werden nicht näher beleuchtet. Korrelationen mit $r > 0,5$ sind grün markiert. Hier ist die Differenzierung in einen mittleren Zusammenhang ($0,5 < r < 0,7$), einen starken Zusammenhang ($0,7 < r < 0,9$) und einen sehr starken Zusammenhang ($r > 0,9$) zu beachten. Bei negativem Vorzeichen liegt ein Zusammenhang in der Form vor, dass höhere Werte der einen Variablen in Abhängigkeit zu niedrigeren Werten der zweiten Variablen stehen.

Die hygienisch-mikrobiologischen Parameter stehen teilweise in einem relevanten statistischen Zusammenhang (vgl. Tab. 3). Besonders stark ist dieser zwischen den beiden Verfahren zum *E. coli*-Nachweis ausgeprägt ($r = 0,893$) sowie zwischen dem Nachweis der allgemeinen Koloniezahlen bei 20 °C und bei 36 °C ($r = 0,902$) und *E. coli* und Fäkalstreptokokken ($r = 0,745$). Die gemessenen Konzentrationen von *Campylobacter* und den beiden Parasiten Dauerstadien dagegen stehen mit keinem der anderen hygienisch-mikrobiologischen Parameter in Zusammenhang. Der Parameter *Salmonella*, welcher über einen qualitativen Nachweis das Vorkommen von Salmonellen belegt, weist ebenfalls keine aussagekräftigen Korrelationen mit anderen Mikroorganismen auf.

Swist III - Kap. 3 Ergebnisse

Tab. 3: Korrelationen hygienisch-mikrobiologischer Parameter

Spearman-Rangkorrelation		KBE 20 °C	KBE 36 °C	<i>E. coli</i> (CC)	<i>E. coli</i> (MPN)	Coliforme	Fäkalstreptokokken	Clostridien	Salmonellen	<i>Campylobacter</i>	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Desethylterbutylazin</i>	Metazachlor
		KBE 36 °C	Korrelation Signifikanz N	0,902 0,000 135									
<i>E. coli</i> (CC)	Korrelation Signifikanz N	0,462 0,000 135	0,554 0,000 135										
<i>E. coli</i> (MPN)	Korrelation Signifikanz N	0,489 0,000 135	0,588 0,000 135	0,893 0,000 143									
Coliforme	Korrelation Signifikanz N	0,512 0,000 123	0,621 0,000 123	0,624 0,000 131	0,626 0,000 132								
Fäkalstreptokokken	Korrelation Signifikanz N	0,586 0,000 123	0,696 0,000 123	0,745 0,000 131	0,739 0,000 131	0,630 0,000 119							
Clostridien	Korrelation Signifikanz N	0,532 0,000 132	0,591 0,000 132	0,405 0,000 137	0,460 0,000 137	0,427 0,000 125	0,594 0,000 127						
Salmonellen	Korrelation Signifikanz N	-0,007 0,938 131	0,057 0,518 131	0,021 0,803 138	0,041 0,632 138	0,189 0,034 127	0,235 0,008 128	0,003 0,971 134					
<i>Campylobacter</i>	Korrelation Signifikanz N	0,275 0,001 133	0,358 0,000 133	0,376 0,000 141	0,371 0,000 141	0,381 0,000 129	0,482 0,000 131	0,306 0,000 137	0,156 0,068 138				
<i>Cryptosporidium</i>	Korrelation Signifikanz N	-0,015 0,899 70	-0,125 0,302 70	0,034 0,779 71	0,025 0,835 71	-0,107 0,408 62	-0,240 0,047 69	-0,023 0,848 71	-0,192 0,109 71	-0,003 0,982 71			
<i>Giardia lamblia</i>	Korrelation Signifikanz N	-0,190 0,116 70	-0,103 0,398 70	-0,065 0,588 71	-0,080 0,508 71	-0,189 0,142 62	0,093 0,446 69	0,128 0,289 71	0,051 0,673 71	0,032 0,790 71	0,193 0,106 71	0,431 0,035 24	0,431 0,035 24

signifikanter, mittlerer bis sehr starker Zusammenhang

Ein ausreichend starker (Korrelationskoeffizient > 0,5) und gleichzeitig signifikanter Zusammenhang ist nur zwischen dem Parameter Trübung und einigen hygienisch-mikrobiologischen Parametern gegeben, hier besonders die allgemeinen Koloniezahlen bei 36°C und 20°C, gefolgt von Fäkalstreptokokken und Clostridien. Bezüglich der einzelnen Abflusskomponenten konnte kein signifikanter Zusammenhang mit den hygienisch-mikrobiologischen Parametern ermittelt werden (Daten nicht dargestellt).

Tab. 4: Korrelationen hygienisch-mikrobiologischer Parameter mit Landnutzung und physiko-chemischen Parametern

Spearman-Rangkorrelation		Coliforme	E. coli (CC)	Koloniezahl 20 °C	Koloniezahl 36 °C	Fäkalstreptokokken	Clostridien	Salmonellen	Cryptosporidien	Giardien
Landnutzung	Korrelation	0,290	-0,009	0,126	0,105	0,098	0,146	0,220	0,079	0,029
	Signifikanz	0,001	0,920	0,144	0,225	0,267	0,088	0,009	0,510	0,807
	N	132	135	136	136	131	138	142	72	72
pH-Wert	Korrelation	-0,269	-0,247	-0,447	-0,422	-0,298	-0,149	-0,005	0,105	-0,076
	Signifikanz	0,002	0,004	0,000	0,000	0,001	0,088	0,953	0,389	0,535
	N	126	131	130	130	125	133	136	69	69
Sauerstoff	Korrelation	-0,202	-0,276	-0,185	-0,273	-0,480	-0,329	-0,085	0,268	-0,108
	Signifikanz	0,026	0,002	0,039	0,002	0,000	0,000	0,335	0,029	0,386
	N	121	125	125	125	121	129	132	66	66
Elektrische Leitfähigkeit	Korrelation	0,418	0,270	0,267	0,222	0,103	0,087	0,122	0,156	-0,179
	Signifikanz	0,000	0,003	0,003	0,014	0,273	0,343	0,179	0,212	0,150
	N	114	117	123	123	115	122	123	66	66
Trübung	Korrelation	0,493	0,429	0,713	0,743	0,585	0,538	-0,033	-0,201	-0,120
	Signifikanz	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,700	0,093	0,320
	N	132	135	136	136	132	139	143	71	71

signifikanter, mittlerer bis sehr starker Zusammenhang

Die Landnutzung zeigt mit hoher Signifikanz einen schwachen Zusammenhang mit den hygienisch-mikrobiologischen Parametern coliforme Bakterien sowie Salmonellen an (Korrelationskoeffizient 0,290 bzw. 0,220). Ein Zusammenhang zwischen hygienisch-mikrobiologischen und anderen physiko-chemischen Parametern darüber hinaus konnte nicht erkannt werden.

Giardia lamblia korreliert als einziger hygienisch-mikrobiologischer Parameter schwach (in beiden Fällen $r = 0,431$) bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von je 3,5 % mit PSM (Desethylterbutylazin und Metazachlor).

Ein schwacher Zusammenhang hoher Signifikanz zwischen der Landnutzung und Abflussart zu den untersuchten chemischen Parametern ist in einigen Fällen gegeben (vgl. Anhang). Eine Ausnahme bildet der Zusammenhang zwischen Calciumgehalt und Landnutzung mit einem hohen Korrelationskoeffizienten von 0,791 sowie zwischen der Säurekapazität und der Landnutzung mit einem mittelstarken Zusammenhang von 0,533. Bezüglich der Abflussart lassen sich nur sehr schwache Zusammenhänge feststellen. Ein Zusammenhang des Calciumnachweises im Abfluss mit dem Calciumgehalt des jeweiligen Oberbodens ist zu vermuten. Die Säure-

kapazität ist ebenfalls eher mit den Bodeneigenschaften des jeweiligen Standortes zu erklären. Bezüglich der verschiedenen Abflusskomponenten lässt sich kein Unterschied in der Eintragshöhe feststellen. Die in Kapitel 3.2 festgestellten Unterschiede bezüglich der chemischen Parameter weisen meist nur einen schwachen Zusammenhang auf und sind demnach nicht verallgemeinerbar.

Ein hoch signifikanter Zusammenhang mit gleichzeitig mittelstarker bis starker Korrelation der physiko-chemischen Parameter untereinander lässt sich besonders mit dem Parameter Trübung feststellen. Auffällig ist der sehr starke und höchst signifikante negative Zusammenhang zwischen abfiltrierbaren Stoffen und der elektrischen Leitfähigkeit. Tritt ein erhöhter Wasserabfluss auf, fördert dies Abschwemmungen von den untersuchten Oberflächen. Somit erhöht sich zwar der Anteil abfiltrierbarer Stoffe in den untersuchten Proben mit steigendem Wasserabfluss, jedoch werden vorhandene Salze eher verdünnt und sind aus der Bodenfraktion relativ schnell ausgewaschen. Außerdem korreliert die elektrische Leitfähigkeit höchst signifikant mit den Parametern Calcium (stark), Chlorid und Säurekapazität (mittel stark) sowie signifikant mit dem Chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) (mittel stark). Der pH-Wert weist einen mittleren hoch signifikanten Zusammenhang mit dem Gesamttrockenrückstand und Gesamtglührückstand auf. Zwischen den chemischen Parametern selbst bestehen vielfältige hoch signifikante Korrelationen, von denen auch ein Großteil starke bis sehr starke Zusammenhänge aufweisen.

Swist III - Kap. 3 Ergebnisse

Tab. 5: Korrelationen chemischer Parameter (Auszug)

Spearman-Rangkorrelation																				
		Gesamttrockenrückstand	Gesamtglührückstand	Gesamtglühverlust, berechnet	Abfiltrierbare Stoffe	TOC, homogenisiert	Säurekapazität (pH 4.3)	org.geb.Stickstoff	Ammonium-Stickstoff	Nitrit-Stickstoff	Nitrat-Stickstoff									
Gesamtglührückstand	Korrelation	0,990																		
	Signifikanz	0,000																		
	N	117																		
Gesamtglühverlust, berechnet	Korrelation	0,933	0,889																	
	Signifikanz	0,000	0,000																	
	N	117	117																	
Abfiltrierbare Stoffe	Korrelation	0,730	0,726	0,666																
	Signifikanz	0,000	0,000	0,000																
	N	114	114	114																
TOC, homogenisiert	Korrelation	0,758	0,749	0,728	0,742															
	Signifikanz	0,000	0,000	0,000	0,000															
	N	117	117	117	114															
Säurekapazität (pH 4.3)	Korrelation	-0,292	-0,294	-0,303	-0,461	-0,317														
	Signifikanz	0,002	0,002	0,001	0,000	0,001														
	N	113	113	113	112	113														
org.geb.Stickstoff	Korrelation	0,816	0,799	0,811	0,797	0,792	-0,399													
	Signifikanz	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000													
	N	117	117	117	114	121	113													
Ammonium-Stickstoff	Korrelation	0,606	0,602	0,606	0,636	0,690	-0,374	0,723												
	Signifikanz	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000												
	N	117	117	117	114	121	114	121												
Nitrit-Stickstoff	Korrelation	0,448	0,433	0,498	0,462	0,459	0,005	0,556	0,607											
	Signifikanz	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,954	0,000	0,000											
	N	117	117	117	114	121	114	121	122											
Nitrat-Stickstoff	Korrelation	0,650	0,627	0,707	0,241	0,379	-0,120	0,466	0,410	0,421										
	Signifikanz	0,000	0,000	0,000	0,010	0,000	0,205	0,000	0,000	0,000										
	N	117	117	117	114	121	114	121	122	122										
Phosphor, gesamt	Korrelation	0,841	0,832	0,811	0,768	0,818	-0,306	0,872	0,692	0,568	0,573									
	Signifikanz	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000									
	N	117	117	117	114	121	114	121	122	122	122									
Chlorid	Korrelation	0,269	0,263	0,312	-0,012	0,155	0,263	0,200	0,128	0,169	0,557									
	Signifikanz	0,003	0,004	0,001	0,901	0,089	0,005	0,028	0,161	0,063	0,000									
	N	117	117	117	114	121	114	121	122	122	122									
Sulfat	Korrelation	0,155	0,143	0,241	-0,145	-0,027	0,193	-0,045	-0,092	0,012	0,462									
	Signifikanz	0,095	0,124	0,009	0,124	0,768	0,040	0,623	0,314	0,894	0,000									
	N	117	117	117	114	121	114	121	122	122	122									
Calcium, gesamt	Korrelation	0,062	0,039	0,143	-0,281	-0,090	0,718	-0,080	-0,023	0,320	0,494									
	Signifikanz	0,509	0,679	0,125	0,002	0,325	0,000	0,385	0,803	0,000	0,000									
	N	117	117	117	114	121	114	121	122	122	122									
Magnesium, gesamt	Korrelation	0,504	0,504	0,488	0,350	0,327	0,094	0,410	0,363	0,351	0,234									
	Signifikanz	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,319	0,000	0,000	0,000	0,010									
	N	117	117	117	114	121	114	121	122	122	122									
Natrium	Korrelation	0,480	0,485	0,467	0,270	0,390	0,006	0,416	0,289	0,114	0,502									
	Signifikanz	0,000	0,000	0,000	0,004	0,000	0,952	0,000	0,001	0,213	0,000									
	N	117	117	117	114	121	114	121	122	122	122									
Kalium	Korrelation	0,385	0,372	0,398	0,186	0,401	0,257	0,390	0,474	0,370	0,516									
	Signifikanz	0,000	0,000	0,000	0,048	0,000	0,006	0,000	0,000	0,000	0,000									
	N	117	117	117	114	121	114	121	122	122	122									
Eisen, gesamt	Korrelation	0,786	0,783	0,709	0,829	0,744	-0,476	0,834	0,634	0,425	0,341									
	Signifikanz	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000									
	N	117	117	117	114	121	114	121	122	122	122									
Mangan, gesamt	Korrelation	0,487	0,488	0,453	0,738	0,627	-0,437	0,693	0,569	0,442	-0,041									
	Signifikanz	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,656									
	N	117	117	117	114	121	114	121	122	122	122									
Zink, gesamt	Korrelation	0,847	0,843	0,797	0,800	0,779	-0,393	0,840	0,676	0,511	0,501									
	Signifikanz	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000									
	N	117	117	117	114	121	114	121	122	122	122									
Aluminium, gesamt	Korrelation	1,000	1,000	0,714	0,771	0,943	-0,486	0,754	0,941	0,029										
	Signifikanz	.	.	0,111	0,072	0,005	0,329	0,084	0,005	0,957										
	N	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6									

Swist III - Kap. 3 Ergebnisse

Im Falle der untersuchten Pflanzenschutzmittel lässt sich aufgrund der Datenlage nur in wenigen Fällen überhaupt eine Korrelationsberechnung durchführen. Meist lagen die Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze. Es ist hier nur in einem Fall (Metamitron und Abflussart) eine Signifikanz von 0,047 gegeben. Die Stärke des Zusammenhangs ist nicht hoch ($r = -0,298$), allerdings ist die Fallzahl mit $n=7$ sehr gering, so dass keine belastbare Aussage getroffen werden kann. Die Vor-Ort-Parameter korrelieren in keiner Weise mit dem Vorhandensein der PSM. Angesichts der geringen Zahl positiver Nachweise einzelner PSM war dieses Ergebnis jedoch zu erwarten. Einige der einzelnen untersuchten PSM stehen untereinander in einem starken und hoch signifikanten Zusammenhang (vgl. Tab. 6).

Tab. 6: Korrelationen der Pflanzenschutzmittel

Spearman-Rangkorrelation		Desethylterbutylazin	Metazachlor	Terbutylazin	Diuron	Chloridazon	Metamitron	Metribuzin
Metazachlor	Korrelation	0,715						
	Signifikanz	0,000						
	N	45						
Terbutylazin	Korrelation	0,683	-0,023					
	Signifikanz	0,000	0,882					
	N	45	45					
Diuron	Korrelation	0,500	0,715	-0,033				
	Signifikanz	0,000	0,000	0,832				
	N	45	45	45				
Chloridazon	Korrelation	0,476	0,683	-0,033	0,476			
	Signifikanz	0,001	0,000	0,832	0,001			
	N	45	45	45	45			
Metamitron	Korrelation	0,384	0,564	-0,040	0,787	0,826		
	Signifikanz	0,009	0,000	0,793	0,000	0,000		
	N	45	45	45	45	45		
Metribuzin	Korrelation	-0,033	-0,023	-0,023	-0,033	0,715	0,591	
	Signifikanz	0,832	0,882	0,882	0,832	0,000	0,000	
	N	45	45	45	45	45	45	
MCPA	Korrelation	0,540		0,540	0,756	-0,216	0,316	-0,216
	Signifikanz	0,167		0,167	0,030	0,607	0,445	0,607
	N	8	8	8	8	8	8	8

signifikanter, mittlerer bis sehr starker Zusammenhang

3.4 Frachtberechnungen

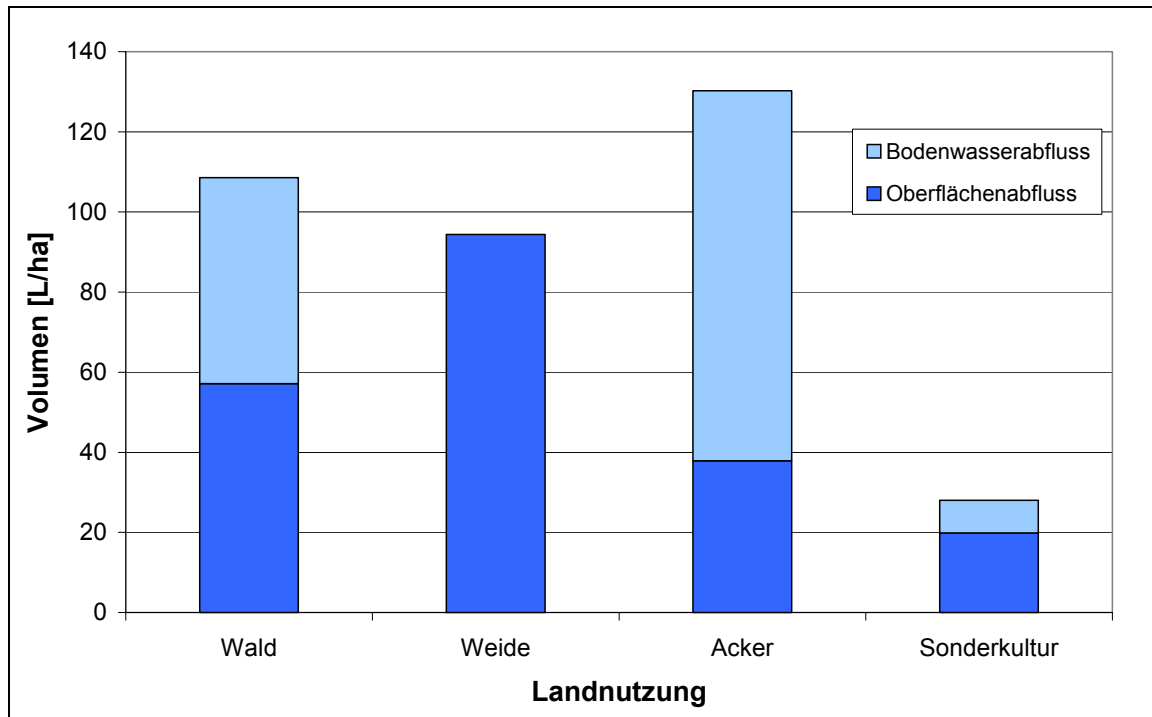
Für eine das gesamte Einzugsgebiet einbeziehende Betrachtung der diffusen Einträge aus Flächen unterschiedlicher Nutzung und für die spätere Bewertung der Einträge hinsichtlich der Gesamtbelastung der Gewässer muss neben den Einzelereignissen das Gesamtjahr berücksichtigt werden. Es wurden zur Frachtberechnung der chemischen Substanzen sowie der Mikroorganismen, welche ins Gewässersystem Swist gelangen, zwei verschiedene Rechenwege gewählt:

1. Um den Eintrag der chemischen Substanzen sowie der Mikroorganismen aus den Flächen verschiedener Nutzung vergleichend quantifizieren zu können, erfolgt eine Hochrechnung der Ergebnisse auf Jahresfrachten, die über die jeweilige Abflusskomponente (Oberflächenabfluss/Bodenwasserabfluss) pro Hektar Fläche in das Gewässersystem der Swist gelangt. Hierfür wurden die ermittelten Konzentrationen mit dem jeweiligen Volumen des aufgefangenen Abflusses [m^3] multipliziert und durch die Fläche des Rack-Einzugsgebietes [ha] dividiert. Diese Werte sind als Minimaleintrag anzusehen, da nicht sichergestellt werden kann, dass der gesamte Abfluss eines Regenereignisses erfasst wurde bzw. Stoffkonzentrationen unterhalb der Nachweisgrenzen dennoch vorhanden sind.
2. Die Frachten sind für die jeweiligen Parameter auf das gesamte Einzugsgebiet der unterschiedlichen Nutzungen im Einzugsgebiet der Swist hochgerechnet worden, indem der diffuse Abfluss aus dem Gesamtabfluss am Pegel Weilerswist errechnet wurden. Dies geschah durch Abzug der gemessenen Abflusskomponenten wie Kläranlagenabfluss, Grundwasserneubildung und Mischwasserentlastungen vom Gesamtabfluss. Diese Berechnungen sind in Kapitel 4.2.1 dargestellt.

Für die Entwässerung der Flächen mittels Drainagen und den Eintrag der betrachteten Stoffe über diesen Pfad in die Gewässer kann nur eine Schätzung erfolgen, da die Schüttungsdauer der Drainagen nicht bekannt ist.

In Abb. 10 ist der über die Racks erfasste Abfluss bezogen auf ein Hektar Fläche dargestellt. Deutlich zu erkennen ist, dass an der Probestelle im Wald die Abflusskomponenten für den Boden und für die Oberfläche einen etwa gleichgroßen Anteil einnehmen, während bei der Ackernutzung rund zwei Drittel als Bodenwasserabfluss in das Gewässer gelangt. Im Falle der Sonderkultur stellt sich das Verhältnis umgekehrt dar; etwa zwei Drittel der Abflüsse fließen hier oberflächlich ab. Für Weidenut-

zung fehlt die Angabe des Bodenwasserabflusses, wie bereits in Kap. 3.2.2 erläutert, aus technischen Gründen.



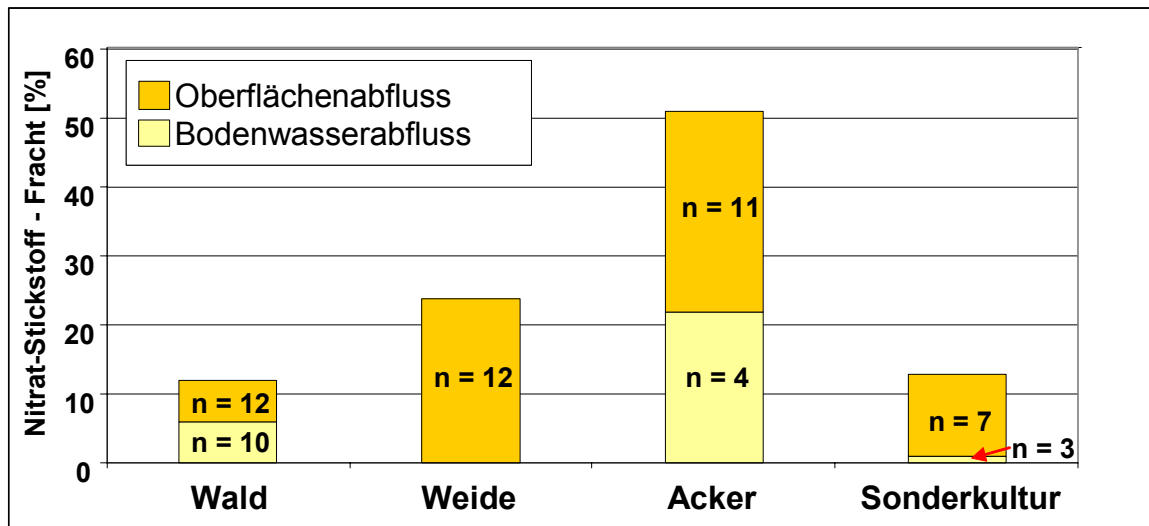
Aufgrund technischer Probleme konnte am Standort Weide kein Bodenwasser gewonnen werden, sondern es wurde das Sickerwasser untersucht

Abb. 10: Volumina der Abflusskomponenten Oberflächen- und Bodenwasserabfluss (Rackproben).

Chemische Parameter

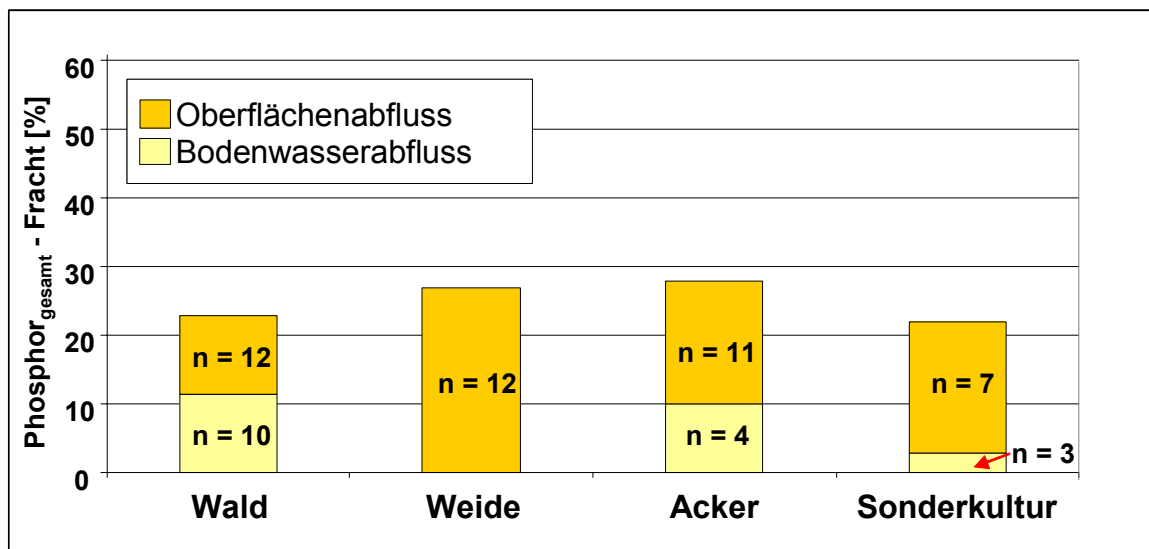
Die Jahresfracht von Nitrat-Stickstoff lag bei den Landnutzungen Grünland, Acker und Sonderkultur im Oberflächenabfluss höher als im Bodenwasserabfluss (Abb. 11). Im Falle der Landnutzung Wald gab es keinen Unterschied zwischen dem Oberflächen- und Bodenwasserabfluss. Der höchste Eintrag in das Gewässer lag bei der Ackernutzung vor, gefolgt von der Weide und der Sonderkultur. Die Phosphor-Fracht im Oberflächenabfluss war höher als im Bodenwasserabfluss, mit Ausnahme von unter Wald liegenden Flächen (Abb. 12). Den höchsten Eintrag pro Hektar weist die Grünlandnutzung auf, gefolgt von der Sonderkultur-, Acker- und Waldnutzung. Bei der Waldnutzung tritt kein Unterschied in den Frachten zwischen dem Oberflächen- und Bodenwasserabfluss auf.

Swist III - Kap. 3 Ergebnisse



Die aufsummierten Jahresfrachten pro Hektar ergeben zusammen 100%.

Abb. 11: Verhältnis der eingetragenen Jahresfrachten pro Hektar Rackeinzugsgebiet aus den Abflusskomponenten Oberflächen- und Bodenwasserabfluss am Beispiel Nitrat-Stickstoff.



Die aufsummierten Jahresfrachten pro Hektar ergeben 100%.

Abb. 12: Verhältnis der eingetragenen Jahresfrachten pro Hektar Rackeinzugsgebiet aus den Abflusskomponenten Oberflächen- und Bodenwasserabfluss am Beispiel Phosphor

Bakteriologische Parameter

Im Folgenden sind die Jahresfrachten der untersuchten Bakterien für die einzelnen Flächennutzungen dargestellt (siehe Tab. 7). Für Salmonellen konnte keine Frachtberechnung durchgeführt werden, da für diesen Parameter nur ein qualitativer Nachweis erfolgte.

Swist III - Kap. 3 Ergebnisse

Tab. 7: Jahresfrachten der mikrobiologischen Parameter pro Hektar

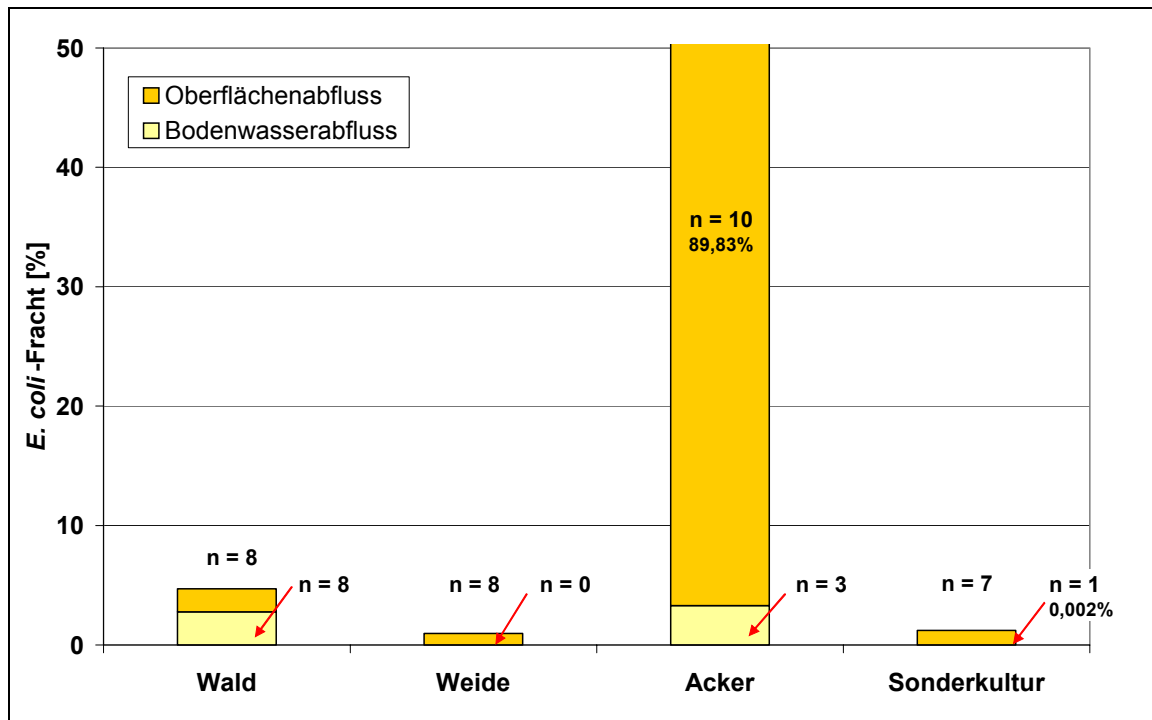
Jahresfracht/ha		KBE ₂₀	KBE ₃₆	<i>E. coli</i> (CC)	<i>E. coli</i> (MPN)	Coliforme	Streptokokken	Clostridien	<i>Campylobacter</i>
Wald	OA	$1,4 \cdot 10^{10}$	$2,5 \cdot 10^9$	$2,2 \cdot 10^6$	$1,0 \cdot 10^7$	$2,0 \cdot 10^7$	$3,6 \cdot 10^6$	$1,4 \cdot 10^5$	$3,6 \cdot 10^3$
	BA	$1,5 \cdot 10^{10}$	$3,5 \cdot 10^9$	$3,2 \cdot 10^6$	$1,1 \cdot 10^7$	$3,9 \cdot 10^7$	$2,2 \cdot 10^6$	$1,4 \cdot 10^5$	$3,6 \cdot 10^3$
Weide	OA	$9,2 \cdot 10^9$	$1,3 \cdot 10^9$	$1,1 \cdot 10^6$	$1,7 \cdot 10^6$	$3,1 \cdot 10^7$	$1,4 \cdot 10^7$	$4,9 \cdot 10^5$	$2,0 \cdot 10^4$
	BA	--	--	--	--	--	--	--	--
Acker	OA	$9,5 \cdot 10^9$	$6,3 \cdot 10^9$	$1,0 \cdot 10^8$	$6,1 \cdot 10^7$	$9,7 \cdot 10^7$	$5,2 \cdot 10^7$	$2,4 \cdot 10^6$	$1,7 \cdot 10^5$
	BA	$4,2 \cdot 10^8$	$2,0 \cdot 10^7$	$3,8 \cdot 10^6$	$4,3 \cdot 10^6$	$1,2 \cdot 10^6$	$2,6 \cdot 10^6$	$2,3 \cdot 10^3$	$4,6 \cdot 10^2$
Sonderkultur	OA	$2,0 \cdot 10^9$	$1,4 \cdot 10^9$	$1,4 \cdot 10^6$	$5,8 \cdot 10^6$	$2,4 \cdot 10^7$	$7,0 \cdot 10^7$	$5,9 \cdot 10^6$	$1,4 \cdot 10^3$
	BA	$7,7 \cdot 10^6$	$2,9 \cdot 10^7$	$1,8 \cdot 10^3$	$2,3 \cdot 10^3$	$1,1 \cdot 10^5$	$1,4 \cdot 10^4$	$1,2 \cdot 10^4$	n.b.

Entsprechend der in Kapitel 3.1 und 3.2 dargelegten bakteriologischen Beprobungsergebnisse und der in Abb. 10 dargestellten Abflussvolumina variiert auch die Fracht je nach Landnutzung und Untersuchungsparameter. Die einzelnen Werte der Jahresfrachten im Oberflächen- bzw. Bodenwasserabfluss bezogen auf ein Hektar Fläche der jeweiligen Nutzung ist aus Tab. 7 zu ersehen. Beispielhaft wird an dieser Stelle auf den Parameter *E. coli* näher eingegangen.

Über den Zeitraum eines gesamten Jahres gesehen unterscheiden sich die Einträge an *E. coli* pro Hektar aus Oberflächen- und Bodenwasserabfluss im Wald, Oberflächenabfluss der Weide, Bodenwasserabfluss der Ackerfläche und Oberflächenabfluss der Sonderkultur in das Gewässersystem der Swist nur wenig. Die Jahresfrachten dieser Abflüsse liegen zwischen 10^6 und 10^7 KBE /ha. Der Hauptanteil an *E. coli*-Fracht mit 89,83% wird über den Oberflächenabfluss der Ackerflächen in die Gewässer eingetragen (Abb. 13).

Parasitologische Parameter

Aus dem Oberflächen- und Bodenwasserabfluss konnten nur wenige parasitologische Wasserproben gewonnen werden. In diesen wurden keine Giardia-Cysten oder Cryptosporidium-Oocysten nachgewiesen. Frachtbetrachtungen bezüglich des Eintrags an Parasiten-Dauerstadien durch Oberflächen- und Bodenwasserabfluss entfallen daher an dieser Stelle. Auf die Herkunft der dennoch teilweise in Gewässerproben nachweisbaren Parasiten wird in Kapitel 4.2 eingegangen.



Die aufsummierten Jahresfrachten pro Hektar ergeben 100%

Abb. 13: Verhältnis der eingetragenen Jahresfrachten pro Hektar Rackeinzugsgebiet aus den Abflusskomponenten Oberflächen- und Bodenwasserabfluss am Beispiel von *E. coli* (Direkt-nachweis).

4 Diskussion

4.1 Hydraulische Situation im Untersuchungszeitraum

Im Einzugsgebiet der Swist unterhält der Erftverband mehrere Niederschlagsmessstationen. Die für diese Studie repräsentativen Stationen befinden sich in der Nähe der Ortschaften Todenfeld, Niederdrees Meckenheim und Heimerzheim. Die Jahressumme des Niederschlags im Zeitraum vom 20.11.2005 bis zum 20.11.2006 lag an den vier Niederschlagsmessstationen zwischen 553,5 mm und 653,6 mm (s. Abb. 14).

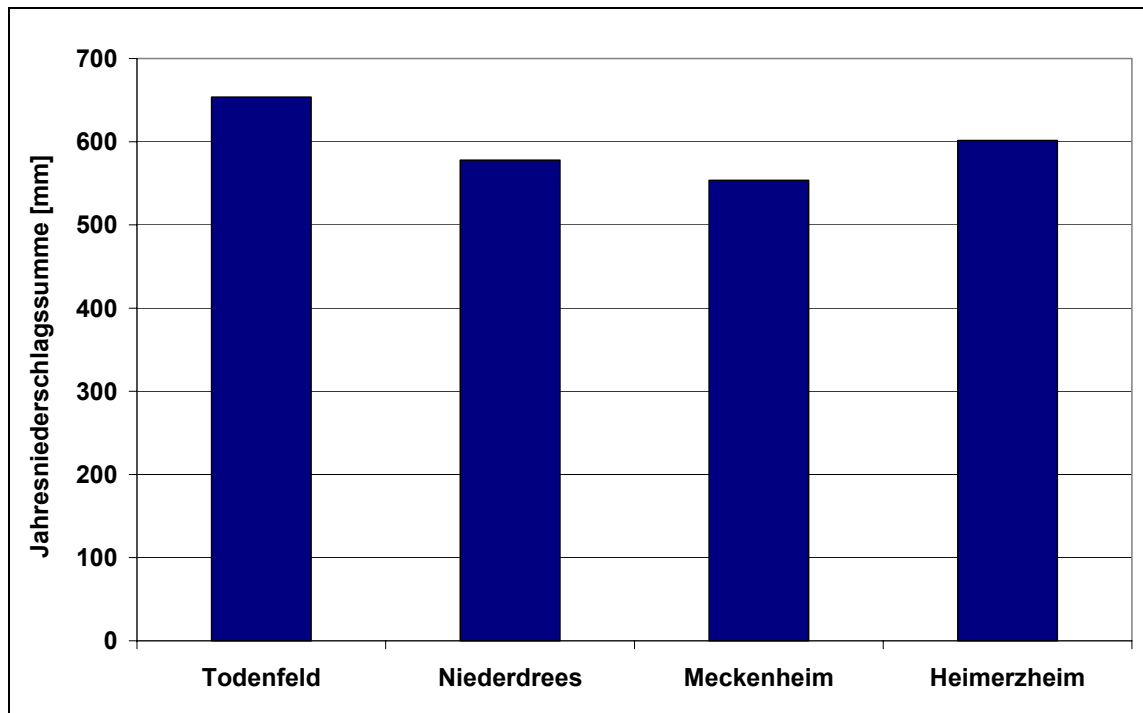


Abb. 14: Summe der Jahresniederschläge an den Messstationen im Einzugsgebiet der Swist für den Zeitraum 20.11.2005-19.11.2006

Das Jahresniederschlagsmittel des Untersuchungszeitraumes, berechnet als arithmetisches Mittel dieser Werte, beträgt 596,6 mm. Verglichen mit dem langjährigen Jahresniederschlagsmittel im Einzugsgebiet der Swist von 639,3 mm ist das Untersuchungsjahr mit einem Verhältnis von 93,3 % als „normal“ zu klassifizieren (vgl. Tab. 8).

In den hydrologischen Zeiträumen von Wasserwirtschaftsjahren bzw. –halbjahren betrachtet steht im Winter (01. November 2005 bis 30. April 2006) die mittlere Niederschlagssumme der vier Stationen von 295,3 mm einem Gebietsmittel von 355,2 mm im Sommerhalbjahr (01. Mai bis 31. Oktober 2006) gegenüber. Damit erweist sich das Winterhalbjahr nicht nur absolut gesehen trockener als das Sommerhalbjahr, auch im Verhältnis zum langjährigen Mittel der Halbjahresniederschläge ist das Winterhalbjahr 2005/2006 als „trocken“ (89,3 %) zu klassifizieren, das Sommerhalbjahr 2006 mit 100,1 % des langjährigen Halbjahresmittels jedoch als „normal“.

Tab. 8: : Klassifizierung von Jahresniederschlagssummen nach Erftverband

Verhältnis Jahresniederschlag zu langjährigem Jahresniederschlagsmittel [%]	Bezeichnung
> 130	sehr nass
110 - 130	nass
90 - 110	normal
70 - 90	trocken
< 70	sehr trocken

Da die Niederschlagshöhe und –verteilung im Jahresverlauf an den vier Stationen recht ähnlich sind, wird an dieser Stelle stellvertretend für das gesamte Einzugsgebiet der Swist auf die Werte der Station Todenfeld näher eingegangen. Räumlich gesehen ist diese Station durch ihre Nähe zu allen Probenahmestellen repräsentativ für die vorliegende Untersuchung. Selten fallen Niederschläge mit mehr als 10 mm pro Tag. Tagesereignisse mit über 20 mm konnten nur an zwei Tagen (05. und 22. August 2006) gemessen werden (Abb. 14).

Die Rackproben wurden über das gesamte Jahr verteilt genommen. Da der Oberflächen- und Bodenwasserabfluss von Regenereignissen abhängig ist, konnten im Frühjahr mit häufigem Niederschlag vermehrt Proben gewonnen werden. Die Häufung der Ereignisprobennahmen (Rackproben) im Juli und August 2006 nach relativ geringen einzelnen Niederschlagsereignissen ist vor allem auf den ausgetrockneten Boden zurückzuführen. In Folge des Austrocknens verschlämmt der harte Oberboden schnell und begünstigt den Oberflächenabfluss. Zusätzlich bewirken durch Bodenrisse entstandene Makroporen einen raschen Bodenwasserabfluss. Die sehr trockenen Monate September und Oktober im Spätsommer 2006 führten zu langen Phasen, in denen in den Racksystemen kein Wasserzufluss festgestellt wurde. Erst als Anfang November wieder mehrere Regentage auftraten, konnten die letzten Ereignisproben (Rackproben) gewonnen werden.

Der Einfluss der Niederschlagshöhen und deren jahreszeitliche Verteilung auf die Stoff- und Mikroorganismenfrachten bzw. –konzentrationen der Abflusskomponenten wird in Kapitel 4.2.2 dargestellt.

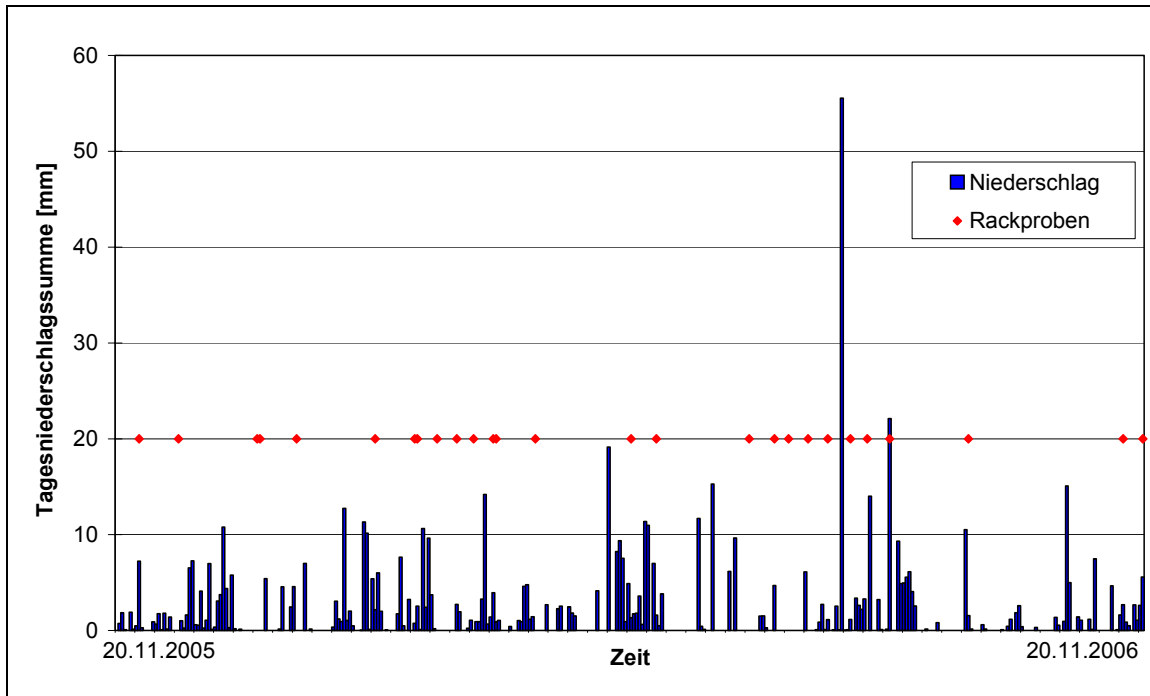


Abb. 15: Tagessummen des Niederschlags an der Messstation Todenfeld im zeitlichen Verlauf und Tage, an denen Rackproben des Oberflächen- und Bodenwasserabflusses gewonnen werden konnten.

4.2 Mikrobielle Belastung der Fließgewässer durch diffuse Quellen

4.2.1 Jahresfrachten

Die in Kapitel 3.4 berechneten Jahresfrachten für die Mikroorganismen pro Hektar Nutzfläche zeigen:

- den maximalen Eintrag innerhalb eines Jahres über den Oberflächenabfluss auf Ackerflächen und
- den minimalen Eintrag über den Bodenwasserabfluss aus Sonderkulturflächen (vgl. Abb. 13).

Betrachtet man die der Frachtberechnung zugrunde liegenden Volumina der aufgefangenen Abflusskomponenten (vgl. Abb. 10), so wurde jedoch das geringste Volumen bei dem Bodenwasserabfluss aus den als Obstplantagen genutzten Sonderkulturflächen gewonnen. Das höchste Volumen konnte bei der Grünlandnutzung (Oberflächenabfluss) aufgefangen werden. Bei der Landnutzung Acker beträgt das Volumen des Oberflächenabflusses dagegen nur ein Drittel des Bodenwasserabflusses.

Die große Differenz zwischen dem Abflussvolumen der Sonderkultur und den Abflussvolumina der übrigen Standorte lässt unter Berücksichtigung der recht gleichmäßigen Niederschlagsverteilung im Gebiet (vgl. Abb. 14) vermuten, dass ein Groß-

teil des Niederschlags im Bereich der Sonderkulturfläche nicht direkt den Fließgewässern zufließt. Diese Rackprobenahmestelle liegt in dem Einzugsgebiet mit der geringsten Hangneigung aller Standorte, so dass dem vertikalen Wasserfluss hier eine höhere Bedeutung zukommt als dem lateralen Abfluss des Niederschlagswassers. Dafür spricht auch die auf natürliche Staunässe hinweisende Drainung der Sonderkulturflächen im Bereich der Gewässerprobenahmestelle am Morsbach. Die Probenahmestelle ist dennoch als repräsentativ für Einträge aus dem Anbau von Obstkulturen in diesem Gebiet anzusehen, da sich ein Großteil der Sonderkulturen im Einzugsgebiet auf ähnlich geneigten Anbauflächen befindet.

Die untersuchten Wald- und Grünlandflächen besitzen recht ähnliche Hangneigungen. Das gemessene Volumen des Oberflächenabflusses unter Wald ist geringer als das auf dem Weideland gemessene Abflussvolumen. Auf dem mit Gras bewachsenen Grünland wird die Infiltration verlangsamt und durch Interzeption verdunstet ein größerer Anteil des Niederschlags, anstatt im Boden zu versickern. Der im Verhältnis zum Oberflächenabfluss höhere Bodenwasserabfluss im Bereich der Ackerfläche ist zum einen durch eine etwas geringere Hangneigung als bei der Wald- bzw. Weidefläche bedingt, zum anderen durch die landwirtschaftliche Bodenbearbeitung (Muirhead et al., 2006). Der Frachteintrag aus dem während des gesamten Untersuchungszeitraums nur sehr extensiv als Mähweide genutzten Grünland ist bis zu zwei Zehnerpotenzen geringer. Im Untersuchungszeitraum standen nur einmalig 14 Tage lang 16 Kühe auf der Weide und danach wurde die Weide mit Gülle gedüngt. Die mikrobielle Fracht aus dem Grünland liegt für die Parameter *E. coli*, Coliforme und allgemeine Koloniezahl bei 36 °C in der gleichen Größenordnung wie die mikrobielle Fracht aus dem Oberflächenabfluss der Sonderkultur. Proben der Gewässerprobenahmestelle Hunnensiefen (Weide) zeigten einen deutlichen Anstieg der hygienisch-mikrobiologischen Frachten im Gewässer nach Gülleaufbringung im Einzugsgebiet der Probenahmestelle. Deshalb ist bei gleicher Hangneigung der Nutzflächen, aber einer regelmäßigen Nutzung des Grünlandes als Viehweide von einem deutlich höheren als dem beobachteten Frachteintrag auszugehen.

Nachfolgend aufgezählt sind die maximalen mikrobiellen Jahresfrachten des Oberflächen- und Bodenwasserabflusses pro Hektar bei den verschiedenen Landnutzungen:

- Der Oberflächenabfluss bei der Nutzung Acker weist die maximale Jahresfracht fast aller mikrobiologischen Parameter auf, Ausnahme: KBE 20°C, Streptokokken und Clostridien.
- Der Oberflächenabfluss der Sonderkultur trägt die maximale Fracht an Streptokokken und Clostridien in das Gewässer ein.
- Der Bodenwasserabfluss unter der Landnutzung Wald weist für fast alle mikrobiellen Parameter die maximale Jahresfracht auf.

Für den Parameter Allgemeine Koloniezahl bei 36°C liegen die Frachten des Oberflächenabflusses aller Probenahmestandorte in vergleichbarer Größenordnung. Die höchste Fracht für die Kolonienzahl bei 36°C weist der Bodenwasserabfluss bei der Nutzfläche Wald auf. Der Eintrag der Mikroorganismen (Koloniezahl bei 20°C und Coliforme Bakterien) ist beim Oberflächenabfluss für alle Nutzflächen relativ gleich hoch. Streptokokken und Clostridien werden besonders stark aus Flächen mit Sonderkultur ausgetragen, gefolgt von Ackerflächen (vgl. Abb. 16). Den Ackerflächen kommt eine große Bedeutung als diffuser Eintragspfad zu, u.a. wegen des geringen Grades an Bodenbewuchs. Die Sonderkulturflächen leisten wie die Mähweiden über den Oberflächenabfluss einen ähnlichen, teilweise auch höheren Beitrag an der mikrobiellen Gewässerbelastung.

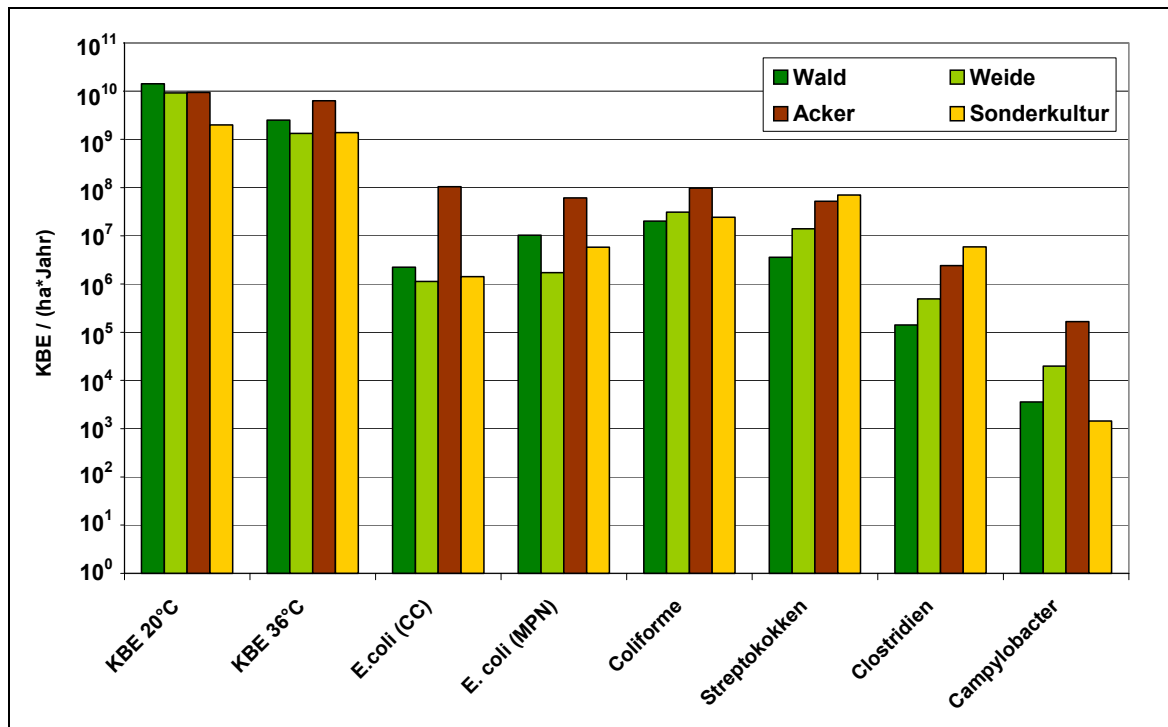


Abb. 16: Mikrobielle Frachten des Oberflächenabflusses verschieden genutzter Flächen

Trotz der unterschiedlichen Volumina der in den Racks aufgefangenen Bodenwasserabflüssen von Wald und Acker liegen die mikrobiellen Frachten beider Probenahmestellen für die Parameter *E. coli* und Streptokokken in gleicher Größenordnung (Abb. 17). Für die übrigen untersuchten Parameter kann festgestellt werden, dass aus der Waldfläche trotz des geringeren Abflussvolumens über den Bodenwasserabfluss eine höhere Fracht in die Gewässer eingetragen wird als aus der Ackerfläche. Dies kann durch eine höhere Fließgeschwindigkeit und daher geringere Filterwirkung aufgrund des stärkeren Gefälles und des recht tonhaltigen Bodens an dem ausgewählten Waldstandort bedingt sein, welcher vertikalen Wasserfluss nur bedingt zulässt. Die Sonderkultur tritt bezüglich des Bodenwasserabflusses als Eintragspfad von Mikroorganismen in die Gewässer eindeutig hinter die beiden Nutzungsarten Wald und Acker zurück. So wurden hier immer unter 10 *Campylobacter* pro 100 mL gefunden. Ausnahme sind Clostridien und die Gesamtkoloniezahl bei 36 °C, deren Menge den Eintrag aus Ackerflächen übertrifft.

Es kann keine der untersuchten Flächennutzungen als prädestiniert für den Eintrag von Mikroorganismen in Gewässer über abfließendes Wasser hervorgehoben werden. Die Bedeutung einzelner Parameter aus unterschiedlich genutzten Flächen für eine bewertende Risikoabschätzung ist somit sehr differenziert zu betrachten.

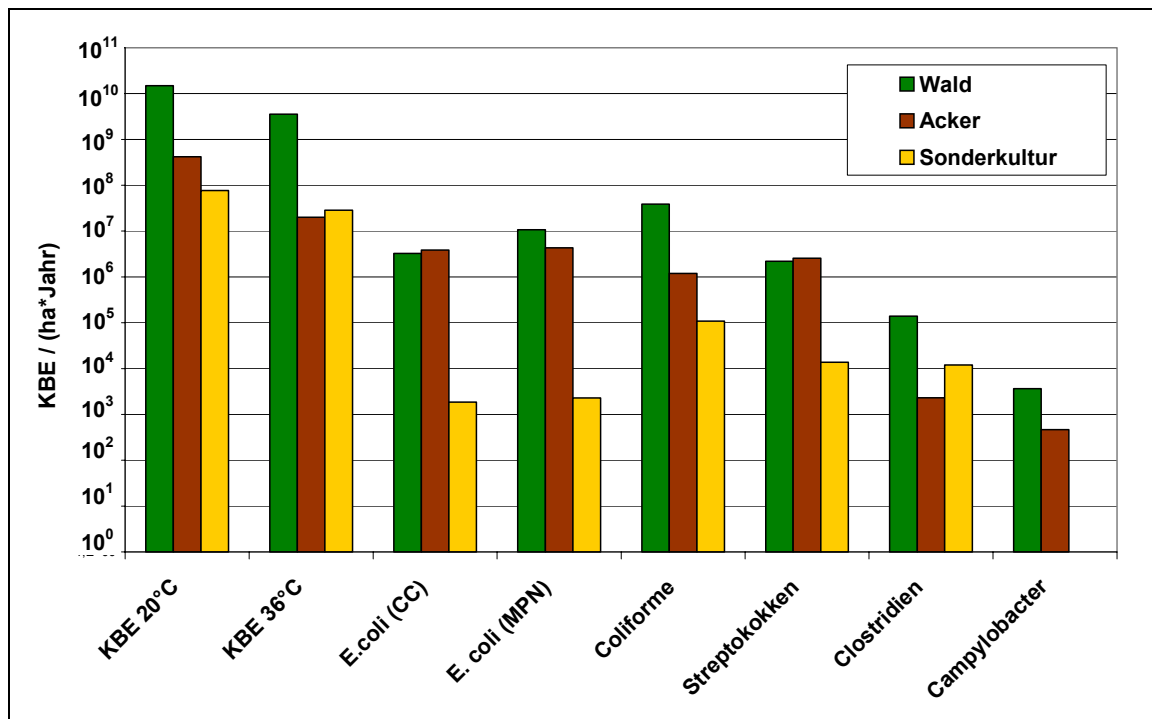


Abb. 17: Mikrobielle Frachten des Bodenwasserabflusses verschieden genutzter Flächen

Anhand der auf den repräsentativen Testflächen gemessenen Frachten aus den Oberflächen- und Bodenwasserabflüssen pro Hektar kann die Emission aus dem gesamten Einzugsgebiet der Swist abgeschätzt werden. Die Werte sind unter der vereinfachten Annahme berechnet, dass die Niederschlagsverteilung und das Abflussverhalten für alle Flächen einer Nutzung im Gesamteinzugsgebiet der Swist mit dem beobachteten Abflussverhalten auf der kleinen Teilfläche des jeweiligen Einzugsgebietes eines Racks übereinstimmen. Es wurde angenommen, dass die Attribute Hangneigung, Bodenart und -schichtung, Durchwurzelungsgrad und Makroporenbildung etc. auf Flächen gleicher Landnutzung einander ähnlich sind und denen der Rackeinzugsgebietsflächen entsprechen, ebenso wie die Effekte, die sich durch unterschiedliche Fließzeiten ergaben. Die Größe der Flächen der verschiedenen Landnutzungen wurde mit Hilfe des GIS berechnet (vgl. Abb. 18 und Karte 3).

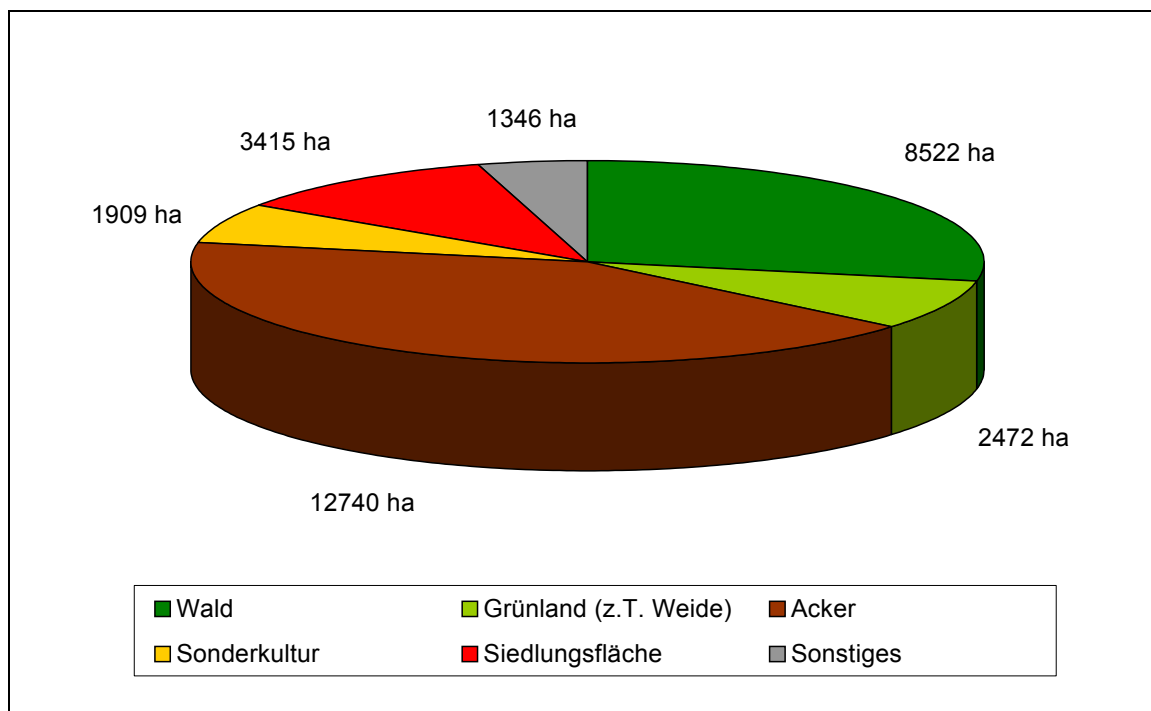


Abb. 18: Flächenanteile der Landnutzungen im Einzugsgebiet der Swist (Daten nach ATKIS).

Auf das gesamte Einzugsgebiet der Swist bezogen nimmt der Wald einen Flächenanteil von 28 % ein. Grünland ist mit 8 % vertreten. Ackerflächen beanspruchen 42 % des Einzugsgebietes und Sonderkulturflächen 6 %. Die auf das Einzugsgebiet hochgerechneten Belastungen aus diffusen Quellen werden in Kapitel 4.5.2 im Vergleich zu Punktquellen eingehend erläutert.

4.2.2 Jahreszeitliche Abhängigkeiten

Einige der untersuchten hygienisch-mikrobiologischen Parameter scheinen bei Betrachtung aller Proben, d.h. ohne Differenzierung der Abflusskomponente und Flächennutzung bezüglich ihrer maximal nachgewiesenen Konzentration einen jahreszeitlichen Verlauf aufzuweisen: *Escherichia coli* und die Allgemeine Koloniezahl bei 36°C zeigen in den (Winter-)Monaten Dezember bis April die geringsten Monatsmaxima, einen Anstieg der Konzentrationen bis August (Sommer) und dann wieder einen Abfall der Werte.

Auf die einzelne Probenahmestelle und Abflusskomponente bezogen ist dieser jahreszeitliche Verlauf jedoch nicht nachvollziehbar. Hier sind vielmehr Einzelereignisse wie z.B. Schneeschmelze oder Gülleaufbringung auf Felder in Verbindung mit Niederschlägen bezüglich des Einflusses auf die Mikroorganismenkonzentration dominierend (Heinonen-Tanski und Uusi-Kamppa, 2001). So konnte in der 15. KW 2006 an der Probenahmestelle Hunnensiefen (Weide) frisch ausgebrachte Gülle beobachtet werden. Nach einigen kleineren Niederschlagsereignissen war in der 20. KW 2006 die Gewässerprobe an dieser Stelle massiv mikrobiell belastet. Bei den chemischen Analysen konnte jedoch keine Erhöhung an Nährstoffen festgestellt werden. Die Pflanzenschutzmittel, die während des Jahres in kontinuierlichen Abständen auf die Sonderkulturflächen aufgetragen werden, konnten in den Abflusskomponenten nur vereinzelt und nicht in zeitlicher Beziehung zum Applikationsereignis nachgewiesen werden (vgl. Kapitel 3.2.4).

Es ist festzuhalten, dass Schwankungen der hygienisch-mikrobiologischen und chemischen Parameter in Abhängigkeit von der Jahreszeit nicht beobachtet wurden (Obiri-Danso und Jones, 1999).

4.2.3 Belastungen durch vorhandene potentielle Kontaminationen im Einzugsgebiet

Im Rahmen der Kartierung des Untersuchungsgebietes wurden unterschiedliche potentielle diffuse Kontaminationsquellen für die Einzugsgebiete der Probenahmestellen bestimmt. Die Punktquellen wurden ausführlich in den Abschlussberichten der Vorgängerprojekte Swist I und Swist II (Kistemann et al., 2001, Kistemann et al., 2004) diskutiert, daher beschränken sich an dieser Stelle die Ausführungen auf die diffusen Kontaminationsquellen.

Wie in Abb. 19 zu sehen, lassen sich die potentiellen diffusen Kontaminationsquellen, welche in der Einzugsgebietsbeschreibung (Kapitel 2.3) ausführlich charakterisiert werden, in 7 Kategorien einteilen. Gewässer wie Gräben, Rinnsale, Bäche und Teiche machen mit einem Viertel den größten Anteil aus. Hinzu kommen die Drainagen mit 21 % Anteil an den potentiellen Kontaminationsquellen. Die wasserassoziierten Quellen sind somit zahlenmäßig mit insgesamt 46 % dominierend (s. Abb. 19). Die Kontaminationsquellen, welche tierischen Ursprungs sind, stehen mit insgesamt 33 % an zweiter Stelle. Viehtritt und Fäkalien betragen 18 %; hinzukommen Wildwechsel und Suhlstellen mit 15 % der potentiellen Kontaminationsquellen. An dritter Stelle rangieren Abfälle mit 21 % als potentielle Kontaminationsquellen. Diese lassen sich in Hausmüll (11 %), Bauschutt und defekte landwirtschaftliche Geräte (6 %) sowie Obst- und Pflanzenabfälle (4 %) gliedern. Es ist davon auszugehen, dass über wasserassoziierte Quellen Einträge aus großen Flächen in die Gewässer gelangen.

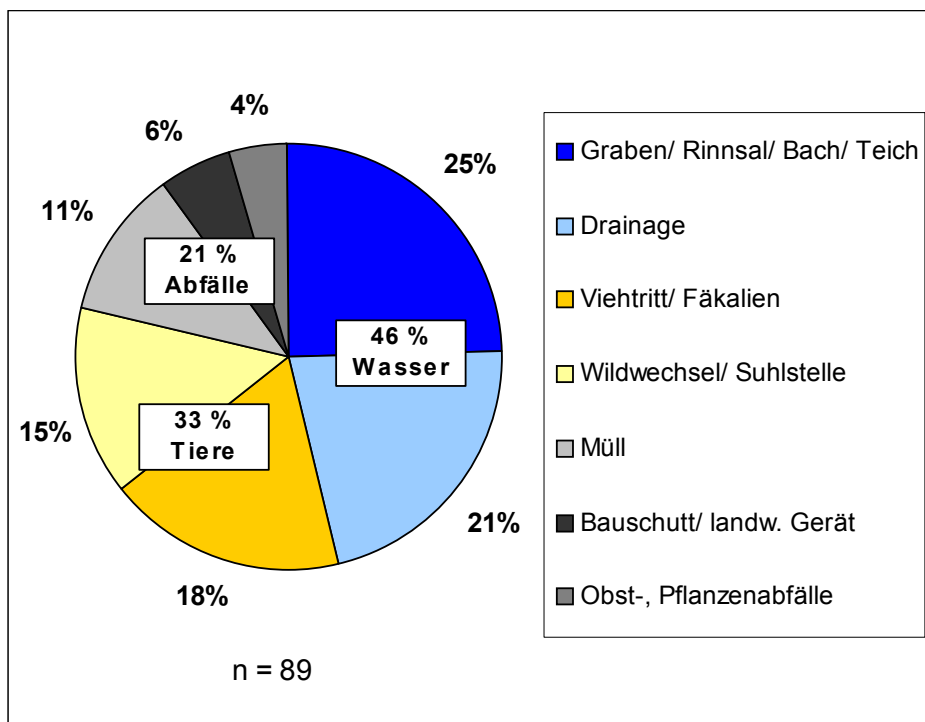


Abb. 19: Potentielle Kontaminationsquellen diffusen Eintrags, der nicht unmittelbar mit der Landnutzung in Verbindung steht, im Einzugsgebiet der Gewässerprobenahmestellen.

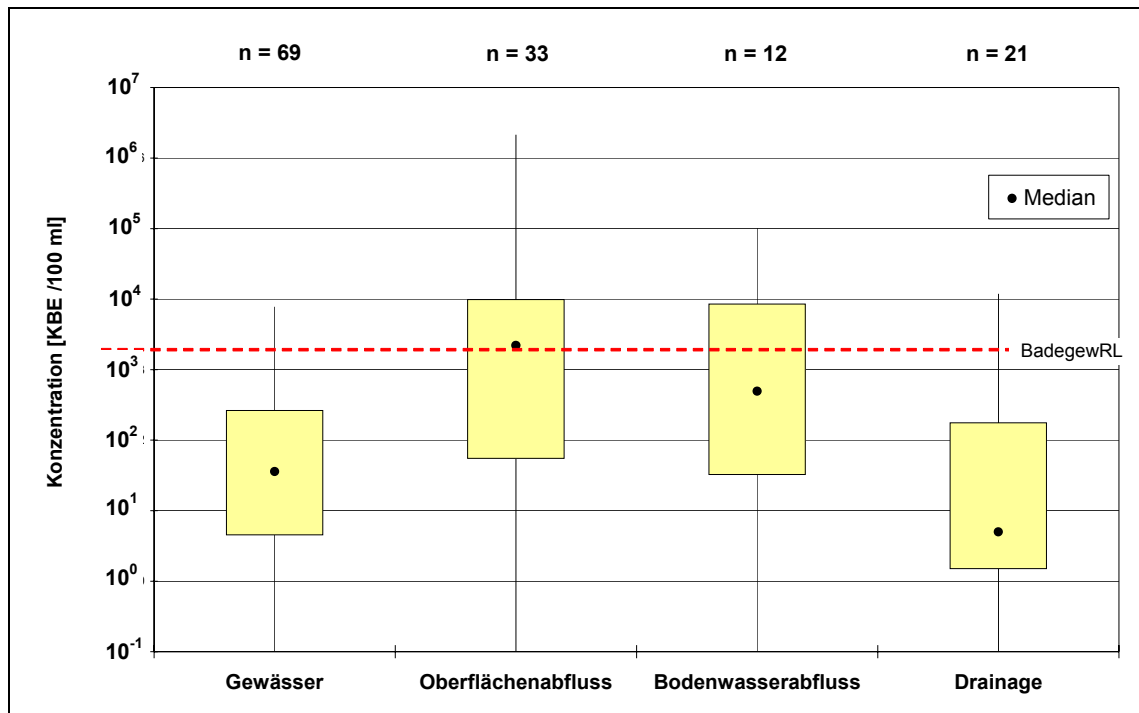
Drainagen haben im Falle der landwirtschaftlichen Flächen eine wesentliche Bedeutung, da zumeist Nutzland drainiert wird. Seitliche Zuflüsse zu den Gewässern stehen auch in enger Verbindung zu den Quellen tierischen Ursprungs, da sie als Ober-

flächenwasserkörper von Wild- und Weidetieren im Rahmen von Suhlstellen, Viehtritt, Furten u. ä. beeinflusst werden.

4.2.4 Bedeutung der verschiedenen diffusen Abflusskomponenten

Wie bereits in Kapitel 4.2.1 beschrieben, bestehen nicht nur Unterschiede des mikrobiellen Frachteintrags zwischen den Flächen verschiedener Landnutzung, es kommt auch den jeweiligen Abflusskomponenten als Eintragspfad für die mikrobielle Belastung des Gewässers eine unterschiedliche Bedeutung zu (vgl. Abb. 16 und 17). Über alle Abflusskomponenten, gleich welcher Flächennutzung, gemittelt stellt sich der Oberflächenabfluss als der Eintragspfad mit der höchsten Bakterienkonzentration (Median von *E. coli* = 2.200 KBE /100 mL) dar (Abb. 20). Dahinter rangiert der Bodenwasserabfluss. Seine im Vergleich zum Oberflächenabfluss geringere Belastung erklärt sich ohne Weiteres durch die Filterwirkung des Bodens beim Versickern des Niederschlags und damit verbundenen Adsorptionsvorgängen sowie Rückhalt der Zellen in den Mikroporen des Bodens aufgrund ihrer Größe. Die geringste mikrobielle Belastung zeigt das Drainagewasser mit einem Median von 5 KBE /100ml für den Parameter *E. coli*. Drainagen führen zum schnellen Abfließen von angestautem Grund- bzw. Niederschlagswasser unterhalb der Geländeoberfläche. Aufgrund der Filterwirkung des Bodens und des Zuflusses von unbelastetem Grundwasser ist mit einer geringen Anzahl an hygienisch relevanten Mikroorganismen zu rechnen. Die über Oberflächen- und Bodenwasserabfluss eingetragene Konzentration an Bakterien im Gewässer wird demnach u. a. durch das Drainage- und dem Gewässer direkt zufließenden Grundwasser verdünnt.

Dieses Verhältnis der Abflusskomponenten zueinander bezüglich ihrer mikrobiellen Belastung gilt für alle untersuchten bakteriellen Parameter mit Ausnahme der auch aus der allgemeinen Umwelt stammenden coliformen Bakterien. Hier sind die Drainagenabflüsse (4.300 KBE/100 mL) nur geringfügig weniger belastet als der Bodenwasserabfluss (6.050 KBE/100 mL). Der Median der allgemeinen Koloniezahl bei einer Bebrütungstemperatur von 20°C ist im Drainagewasser (2.070 KBE/mL) höher als in den Gewässerproben (1.030 KBE/mL). Ähnliches gilt für die Mediane der allgemeinen Koloniezahl bei 36°C Bebrütungstemperatur.



Rote gestrichelte Linie = Grenzwert der Badegewässerrichtlinie (BadegewRL)

Abb. 20: Vergleich der Konzentrationen von *E. coli* in unterschiedlichen Abflüssen.

Dieses Ergebnis ist jedoch nicht generell übertragbar, da die statistische Prüfung aller Einzelwerte mit der Spearman-Rangkorrelation (s. u.) zwar einen hochsignifikanten Unterschied zwischen allen Abflussarten mit schwachem Zusammenhang (0,354) zeigt, allerdings eine auf die Abflussarten Gewässer und Drainagen eingegrenzte Korrelationsberechnung eine Signifikanz von 0,065 ausgibt und ein Zusammenhang dieser beiden Datensätze damit als nicht gegeben angenommen werden kann. Es ist anzunehmen, dass sowohl die bei 20°C nachgewiesenen heterotrophen Organismen, welche vor allem ubiquitär verbreitete Umweltbakterien repräsentieren, als auch die bei 36°C nachgewiesenen Bakterien in Biofilmen an den beprobten Drainagewänden siedeln und daher für die höchsten Koloniezahlen verantwortlich sein können.

Die höchste Nitrat-Stickstoff-Fracht wurde genauso wie bei den Mikroorganismen über den Oberflächenabfluss auf Ackerflächen eingetragen. Die hohe Auswaschung bei Ackernutzung ist auf die vegetationsfreie Zeit zurückzuführen, in der laufend eine mikrobielle Nitratbildung und –mineralisierung stattfindet, aber keine Nitrataufnahme durch die Pflanze erfolgt. Damit steht im Einklang, dass auch bei ungedüngter kurzfristiger Brache eine hohe Nitratmenge ausgewaschen wird, die ähnliche Werte wie bei gedüngtem Ackerland erreichen kann (Scheffer und Schachtschabel, 1984). Den geringsten Eintrag gab es über den Bodenwasserabfluss bei Sonderkulturnutzung.

Dieses Bild wurde für die Mikroorganismen ebenfalls gefunden. Auch die Fracht für Phosphor war am höchsten im Oberflächenabfluss der Ackernutzung und am niedrigsten im Bodenwasserabfluss der Sonderkulturnutzung. Die Ackerfläche weist die höchste Fracht an Nährstoffen auf, da dort die Bearbeitung der Flächen mit Dünger wesentlich höher als bei den anderen Flächen ist.

Für weitere Betrachtungen über den Zusammenhang der einzelnen Parameter untereinander sowie zu Flächennutzung, Abflusskomponenten und Niederschlag wurden Rangkorrelationen nach Spearman berechnet (vgl. Kapitel 3.3).

Ein starker Zusammenhang (Korrelationskoeffizient $> 0,5$) ist nur zwischen sehr wenigen Parametern festzustellen. Dies liegt auch in der natürlichen Variation mikrobieller Konzentrationen begründet (Tillett et al., 2001). Die hohe Korrelation hygienisch-mikrobiologischer Parameter untereinander in drei Fällen - *E. coli*-Nachweis mit beiden verschiedenen Verfahren ($r = 0,893$), die allgemeinen Koloniezahlen bei den verschiedenen Temperaturen 20°C und 36°C ($r = 0,902$) sowie die Fäkalstreptokokken mit den *E. coli* nach Direktnachweis bzw. MPN-Verfahren ($r = 0,745$ bzw. $r = 0,739$) - war zu erwarten; andernfalls wäre ein methodischer Fehler anzunehmen.

Die Trübung korreliert mit einigen hygienisch-mikrobiologischen Parametern, vor allem den allgemeinen Koloniezahlen bei 36°C und 20°C , gefolgt von Fäkalstreptokokken und Clostridien. Dieser Zusammenhang zwischen dem physikalischen Parameter Trübung und der Mikroorganismenkonzentration wurde verschiedentlich beschrieben (LeChevallier et al., 1991, MacKenzie et al., 1994, Atherholt et al., 1998, Kinzelman et al., 2004). Fäkalstreptokokken und Clostridien als unbewegliche Bakterien bzw. Dauerstadien sind bei höherer Trübung vermutlich in höheren Konzentrationen vorhanden, weil sie sich ähnlich wie Partikel verhalten und bei verringertem Abfluss schneller sedimentieren als bewegliche Bakterien. Außerdem bilden viele Bakterien auf den Partikeln Biofilme aus. Sie finden dort ein hohes Nährstoffangebot vor und sind vor Räubern geschützt (Matz et al., 2004).

Die Landnutzung zeigt mit hoher Signifikanz einen nur sehr schwach ausgeprägten Zusammenhang mit den hygienisch-mikrobiologischen Parametern coliforme Bakterien sowie Salmonellen (Korrelationskoeffizient $0,290$ bzw. $0,220$) und ist daher in der Praxis als nicht nachvollziehbar zu bewerten. Eine Verallgemeinerung der in Kapitel 0 festgestellten Unterschiede der Mikroorganismenkonzentrationen zwischen den verschiedenen Arten der Landnutzung bzw. der Abflusskomponenten kann unter

Heranziehung der untersuchten Parameter demnach nicht unterstützt werden. Ebenso ist in einigen Fällen mit hoher Signifikanz ein schwacher Zusammenhang zwischen Landnutzung sowie Abflussart und den untersuchten chemischen Parametern gegeben.

Eine Ausnahme bildet der Zusammenhang zwischen Landnutzung und Calciumgehalt (Korrelationskoeffizient 0,791) sowie zwischen Landnutzung und Säurekapazität (0,533). Ein Zusammenhang zwischen der festgestellten Calciumkonzentration und des jeweiligen Oberbodens ist damit sehr wahrscheinlich gegeben. Die Säurekapazität ist ebenfalls zum Teil mit den Bodeneigenschaften des jeweiligen Standortes zu erklären. Darüber hinaus spielt eine Düngung des Bodens, welche je nach Landnutzung unterschiedlich gestaltet ist, eine Rolle, da sich im Dünger verschiedene Nährstoffe (u. a. Calcium) in konzentrierter Form befinden. Ein vorhandener Calciummangel hat besonders im Obstbau eine große Bedeutung, da bei unzureichendem Calciumtransport in der Apfelfrucht die Stippigkeit auftreten kann (braune Flecken). Auch ist die Calcium- und Magnesiumauswaschung weniger von der Bodenart und der Menge des Sickerwassers abhängig, als von der Zufuhr von Chloriden und Sulfaten sowie der Nitratbildung (Scheffer und Schachtschabel 1984), so dass der schwache Zusammenhang zwischen Calciumgehalt und Abflussart erklärbar ist.

Die vielfältigen und hoch signifikanten Korrelationen zwischen den chemischen Parametern selbst, von denen auch ein Großteil starke bis sehr starke Zusammenhänge aufweist, kommen u. a. dadurch zustande, dass sich einzelne chemische Prozesse nicht eindeutig voneinander trennen lassen. Zum Beispiel hat ein niedriger pH-Wert einen entscheidenden Einfluss nicht nur auf die Freisetzung des Eisens aus dem Boden, sondern auch auf andere für Pflanzen in zu hohen Konzentrationen giftige Stoffe des Bodens (Aluminium, Zink und Mangan). Wiederum stehen Eisen und Mangan in Wechselbeziehung zueinander, so dass bei einer hohen Sauerstoffkonzentration immer mehr Eisen als Mangan vorhanden sein wird. Während der Untersuchung wurden vor allem bei der Waldnutzung (niedriger pH) erhöhte Werte an Aluminium-, Eisen- und Mangan-Ionen festgestellt (Liljaniemi et al., 2003).

Einige der untersuchten PSM stehen untereinander in einem starken und hoch signifikanten Zusammenhang. Dies war zu erwarten, da in der Praxis nicht einzelne PSM aufgetragen werden, sondern es werden verschiedene PSM gleichzeitig appliziert. So eignet sich Desethylterbuthylazin (ein Abbauprodukt von Terbuthylazin) bei-

spielsweise gut als Indikator für die Stoffe Metazachlor und Terbuthylazin (starker, hoch signifikanter Zusammenhang) und auch für Diuron und Chloridazon (mittlerer, hoch signifikanter Zusammenhang).

4.2.5 Bedeutung der diffusen Quellen im Vergleich zu Punktquellen (Bilanzierung)

Die in diesem Forschungsprojekt gewonnenen Daten zu quantifizierten Einträgen aus diffusen Quellen in die Fließgewässer erlauben grundsätzlich den Vergleich mit den in den Vorgängerprojekten Swist I und Swist II gewonnenen Daten über Einträge aus Kläranlagen und Regenentlastungen der Mischwasserkanalisation. Wegen der komplexen Randbedingungen sowie methodischer Limitationen (s.u.) ist jedoch eine einfache quantitative Bestimmung der von den verschiedenen Flächen abfließenden Wassermengen durch Extrapolation aus den in den Racks aufgefangenen Wassermengen nicht möglich. Der Bodenwasserabfluss aus Weideflächen, welche einen Anteil von 8,1 % der Gesamtfläche des Einzugsgebietes der Swist ausmachen, konnte nicht bestimmt werden, da diese Abflusskomponente aus technischen Gründen nicht beprobt werden konnte. Eine zweite nicht bekannte Größe ist die Menge an Niederschlagswasser, welches durch Drainagen dem Fließgewässernetz zugeführt wird. Es konnten zwar während der Probenahme jeweils die Abflüsse aus der entsprechenden Drainage bestimmt werden, jedoch ist die Dauer der Schüttung unbekannt. Außerdem sind nicht alle Flächen im Einzugsgebiet gleichermaßen drainiert.

Bezüglich der Bodenart und der Hangneigung kann davon ausgegangen werden, dass es sich bei den Probenahmestellen um repräsentative Gebiete für die jeweilige Landnutzung handelt. Die individuelle Bodenbearbeitung und die damit zusammenhängende Verdichtung bzw. (Makro-) Porenbildung des Oberbodens sowie künstliche Bewässerung und damit zusammenhängende Bodensättigung beeinflussen jedoch den Abfluss ebenfalls nachhaltig. Darüber hinaus ist zu beachten, dass bei Starkniederschlägen ein Teil des über den Untersuchungsflächen fallenden Niederschlags nicht durch das jeweilige Rack aufgefangen wurde, weil die vertikale Versickerungsgeschwindigkeit bei starken Regen unter Umständen kleiner sein kann als die laterale Abflussgeschwindigkeit und dann das oberflächlich abfließende Wasser über das Rack hinweg strömt. Insgesamt ist es sehr schwierig, den gesamten natürlichen Abfluss zu erfassen, da viele Parameter unbestimmt bleiben, welche man bei Studien, die mit Regensimulation arbeiten, genau bestimmen und definieren kann. Bei Regensimulationen lassen sich beispielsweise Niederschlagsinput, Fläche, Ab-

flussbeiwerte und Zeit genau quantifizieren (Ferguson et al., 2007). Der große Nachteil der Untersuchungen mit Regen-simulationen besteht jedoch darin, dass mit extrem großen Wassermengen gearbeitet wird, um in kurzer Zeit ausreichend Volumen der Abflusskomponenten wie z.B. Bodenwasserabfluss zu erhalten (Flügel und Schwarz, 1983, Erpenbeck und Mollenhauer, 1986, Trask et al., 2004). Der mikrobielle Eintrag wurde dabei selten untersucht (Ferguson et al., 2007). Im vorliegenden Projekt konnten hingegen einige der bei Regensimulationen bekannten Parameter (z.B. Mächtigkeit des Bodens, Ausgangsgehalt der Bodenfeuchte) aufgrund der Flächengrößen nicht bestimmt werden. Der Vorteil des vorliegenden Untersuchungsdesigns liegt aber darin, dass die Naturgegebenheiten der Einzugsgebiete nicht gestört wurden. So können aufgrund der Ergebnisse Aussagen über den „natürlichen“ Eintrag in ein Gewässer gemacht werden.

Um den Anteil der Abflusskomponenten des diffusen Abflusses aus unversiegelten Flächen und den des direkt auf das Gewässer fallenden Niederschlages am Gesamtabfluss der Swist zu erfassen, müssen vom gemessenen Wasserabfluss der Swist am Pegel Weilerswist (Swistmündung) die Abflussmengen aus versiegelten Flächen abgezogen werden. Die mittlere Gesamtabflussmenge von $0,659 \text{ m}^3/\text{s}$ am Pegel Weilerswist im Jahr 2006 verringert sich somit um die Einleitmenge aus den Kläranlagen und den Mischwasserabschlägen. Von dieser verbleibenden Abflussmenge muss der Anteil des Niederschlags im Einzugsgebiet abgezogen werden, der dem Grundwasserkörper zufließt. Die Grundwasserneubildung ist im Einzugsgebiet der Swist sehr gering ($0,09 \text{ m}^3/\text{s}$). Dagegen beträgt der Abfluss der Kläranlagen etwa $1/3$ des mittleren Abflussvolumens am Pegel Weilerswist.

Der Einfluss der Einleitungen aus den Mischwasserentlastungsanlagen an dem Abfluss der Swist wurde anhand der gemessenen Jahresabwassermengen und der gemessenen Niederschlagshöhen ermittelt. Zur Berechnung der Einleitmenge wurden die Jahresabwassermenge (JAM), die Jahresschmutzwassermenge (JSM), der Jahresniederschlag (JN), die reduzierte Fläche (A_{red}) und der Abflussbeiwert (0,7) verwendet. Dabei wurde der Jahresniederschlagsabfluss (JNA) mit der nachfolgenden Formel berechnet:

$$\text{JNA} = \text{JN} * A_{\text{red}} * \text{Abflussbeiwert}$$

Der behandelte Jahresniederschlagsabfluss ($\text{JNA}_{\text{beh.}}$) wurde über die Jahresabwassermenge und Jahresschmutzmengen errechnet:

Swist III - Kap. 4 Diskussion

$$JNA_{\text{beh.}} = JAM - JSM$$

Die jährliche Entlastungsmenge errechnete sich daraus wie folgt:

$$JNA_{\text{entl.}} = JNA - JNA_{\text{beh.}}$$

Daraus ergeben sich folgende Abflussmengen:

Pegel Weilerswist:	20.782.224 m ³ /a
Grundwasserneubildung:	2.838.240 m ³ /a
JAM Kläranlagen:	6.936.220 m ³ /a
JNA _{entl.} :	585.097 m ³ /a

jährlicher Wasserabfluss der Swist

aus unversiegelten Flächen: **10.422.667 m³/a**

Die Regentlastungen der Mischwasserkanalisation nehmen im Durchschnitt einen Anteil von etwa 15 % des über versiegelten Siedlungsflächen fallenden Jahresniederschlags ein.

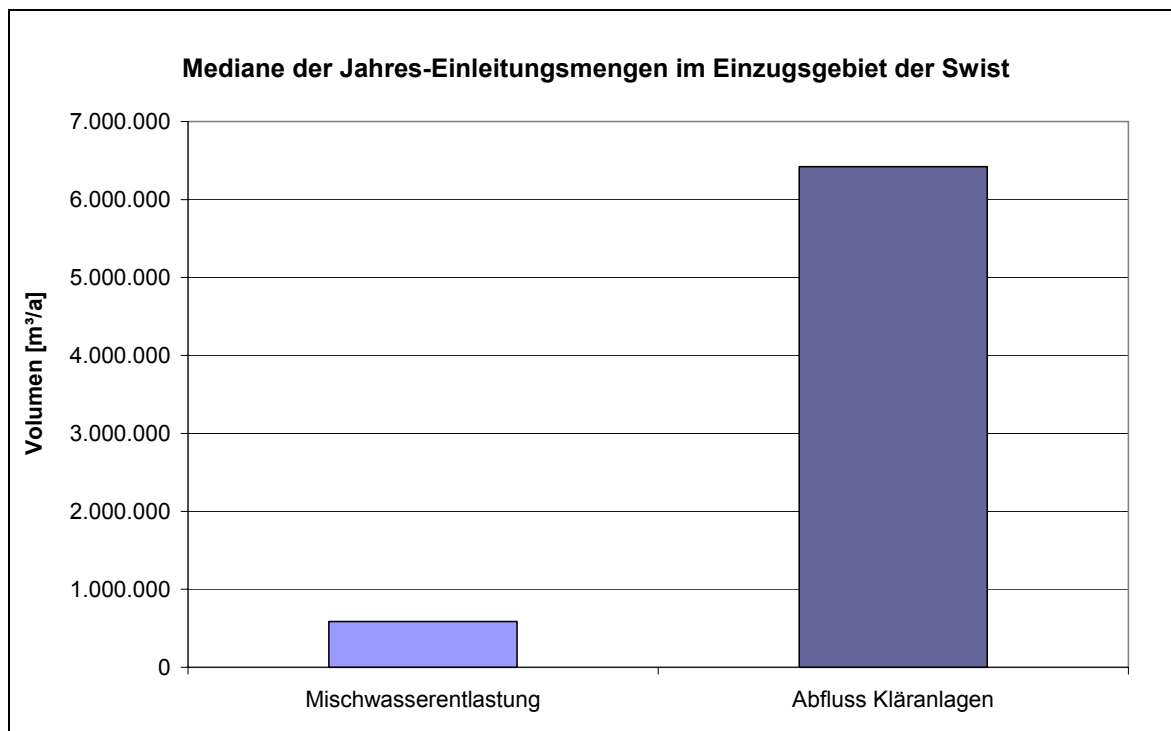


Abb. 21: Mediane der jährlichen Einleitungsmengen der Mischwasserentlastungen und Kläranlagen im Einzugsgebiet der Swist 2006

Unter Vernachlässigung der Drainagen im Einzugsgebiet wird die über den Abflusspegel Weilerswist ermittelte, aus unversiegelten Flächen stammende Wassermenge über das Verhältnis der Abflusskomponenten verschiedener Landnutzungen zueinander anteilig den einzelnen Abflusskomponenten und Landnutzungen zugeordnet. Werte für den Bodenwasserabfluss aus Grünland werden, was das Wasservolumen betrifft, über die zur Sonderkultur, welche ebenfalls Gras bewachsen ist und daher ähnliche Versickerungsmuster erwarten lässt, erfassten Daten (Verhältnis Oberflächenabfluss / Bodenwasserabfluss) ermittelt. Darüber hinaus werden für die Ermittlung der Konzentrationsmediane der Bodenwasserabflüsse von Grünland, Acker und Sonderkultur aufgrund ihrer geringen Probenzahlen mit sehr unterschiedlichen Ergebnissen für die Berechnung der Jahresfrachten die Messergebnisse an den jeweiligen Drainagen mit einbezogen. Hiermit lässt sich eine Grundbelastung simulieren, jedoch ist zu erwarten, dass der reale Eintrag an Mikroorganismen über den Bodenwasserabfluss, besonders im Falle von Grünland, darüber liegt. Dieser Überlegung liegt zugrunde, dass die Grünlandfläche die meiste Zeit des Untersuchungsjahres extensiv als Mähweide genutzt wurde, kaum aber mit Vieh bestanden war. Für die Berechnung der stofflichen Frachten des Bodenwassers wurden nur die Werte des Bodenwasserabflusses berücksichtigt. Die Berechnung der stofflichen Fracht des Oberflächen- und Bodenabflusses wurden getrennt voneinander durchgeführt.

Der ermittelte jährliche Wasserabfluss der Swist aus unversiegelten Flächen wurde nach folgender Methode auf die Abflusskomponenten des Landschaftswasserhaushalt aufgeteilt. Die in den Racks, differenziert nach Flächennutzung, aufgefangenen Abflussvolumina für den Oberflächenabfluss und den Bodenwasserabfluss wurden in das Verhältnis gesetzt auf das Einzugsgebiet der Swist bezogen.

Nachfolgend eine exemplarische Berechnung für die Flächennutzung Acker und den Nährstoff Nitrat-Stickstoff:

Anteile einzelner Rackvolumina am Gesamtrackvolumen (= 2.967 m³/a):

Oberflächenabfluss (OA) [m ³ /a]	Bodenwasserabfluss (BA) [m ³ /a]
483 / 2.967 = 0,163	1.176 / 2.967 = 0,396

Swist III - Kap. 4 Diskussion

Daraus berechnete Abflüsse aus den Anteilen (s. oben) und den unversiegelten Flächen des Einzugsgebiet der Swist (10.422.667 m³/a) unter Vernachlässigung der Drainagen:

Oberflächenabfluss (OA) [m ³ /a]	Bodenwasserabfluss (BA) [m ³ /a]
$0,163 * 10.422.667 = \mathbf{1.697.207}$	$0,396 * 10.422.667 = \mathbf{4.131.134}$

Jahresfrachtberechnung aus den berechneten Abflüssen und den ermittelten Konzentrationen (OA = 19,8 mg/l und BA = 12,6 mg/l):

Oberflächenabfluss (OA) [kg/a]	Bodenwasserabfluss (BA) [kg/a]
$1.697.207 * 19,8 * 1.000 = \mathbf{33.605}$	$4.131.134 * 12,6 * 1.000 = \mathbf{52.052}$

Über diesen rechnerischen Weg ist ein Vergleich der diffusen Einträge aus unversiegelten Flächen mit denen aus Siedlungsflächen, repräsentiert durch die Punktquellen Kläranlagenabfluss und Mischwasserentlastungen, möglich (s. Abb. 22).

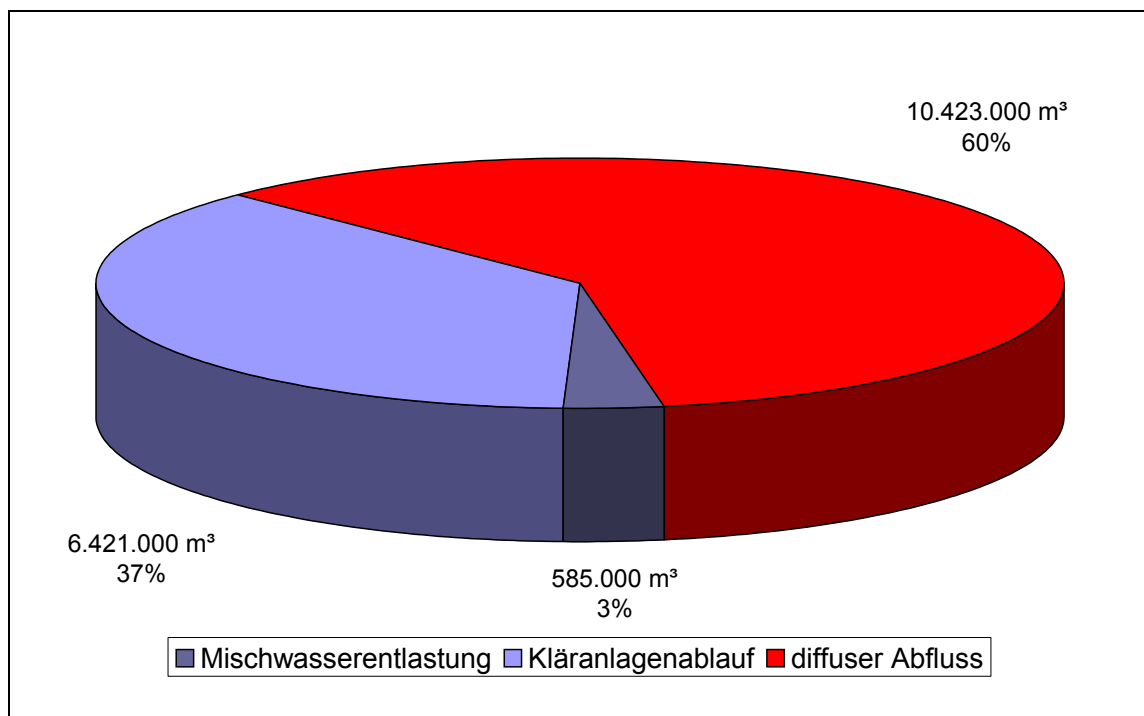


Abb. 22: Jährlicher Anteil der Punkt- und diffusen Quellen am Wasserzufluss zur Swist (Datengrundlage Ertftverband 2006).

Wie bereits im Vorgängerprojekt Swist II festgestellt, übersteigen die hygienisch-mikrobiologischen Frachten aus Mischwasserentlastungen trotz des geringeren Volumens die der Kläranlagen um ein Vielfaches. Die Bakterienfrachten sind im Mischwasser 10-40-fach höher, Parasitenfrachten um das 3,5-7-fache erhöht (vgl. Abb. 23 bis Abb. 25). Die geschätzte Gesamtfracht der Mischwasserentlastungen für das Einzugsgebiet an *E. coli*-Bakterien liegt, gestützt auf Ergebnissen aus Swist II, für das Untersuchungsjahr 2006 in der Größenordnung von $1,33 \times 10^{15}$ KBE. Kläranlagen liefern *E. coli*-Frachten im Bereich von $3,27 \times 10^{14}$ KBE /Jahr. Der diffuse Eintrag in die Gewässer durch den Oberflächen- und Bodenwasserabfluss über alle Flächennutzungen der unversiegelten Flächen aggregiert entspricht der Größenordnung $4,62 \times 10^{15}$ *E. coli* /Jahr (vgl. Abb. 23).

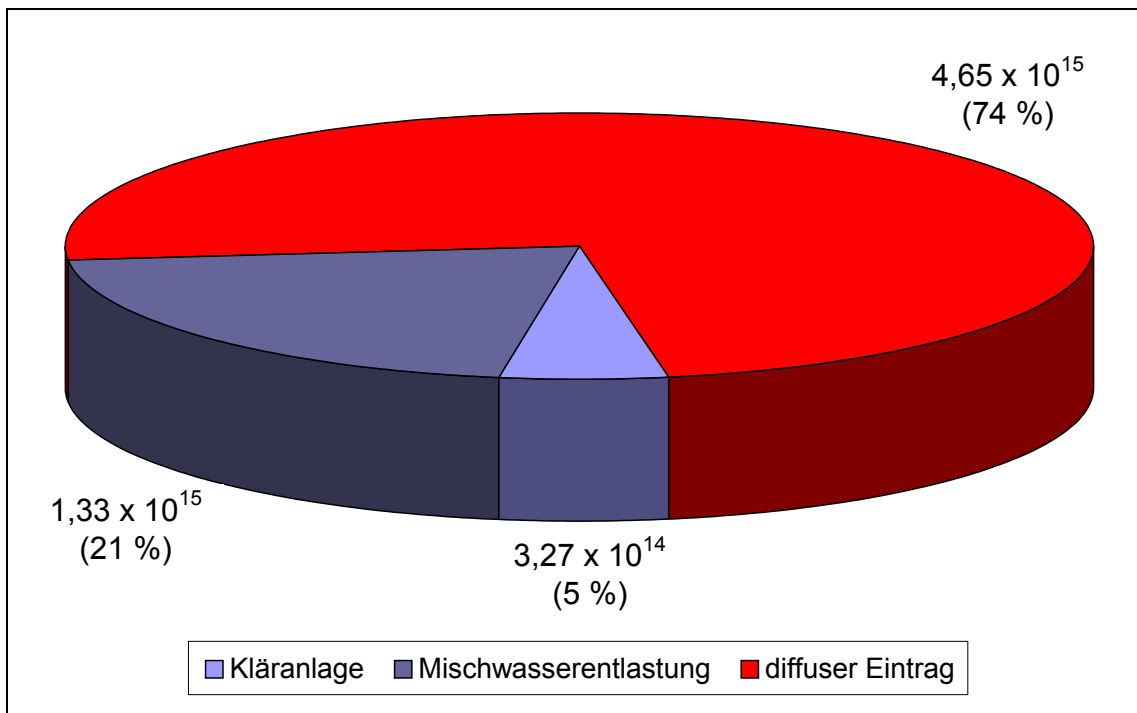


Abb. 23: Jahresfrachten von *E. coli* (MPN-Verfahren) im Einzugsgebiet der Swist aus Kläranlagen, Mischwasserentlastungen und diffusem Eintrag (Szenario extensive Grünlandnutzung).

Für sulfatreduzierende anaerobe Sporenbildner (Clostridien) wurden absolut deutlich geringere Frachten als für *E. coli* aus Mischwasserentlastungen festgestellt. Allerdings stammen rund zwei Drittel der in die Swist gelangenden Clostridien aus Entlastungsereignissen und nur ein knappes Drittel aus diffusen Flächen. Dies gilt für andere Indikatoren wie den Parameter KBE bei 36°C ebenfalls. Der Grund für den geänderten Gesamteinfluss des Siedlungsabwassers im Falle der Clostridien kann in der längeren Überlebensfähigkeit der Dauerstadien gegenüber den vegetativen *E. coli*-Zellen in den abwassertechnischen Anlagen liegen.

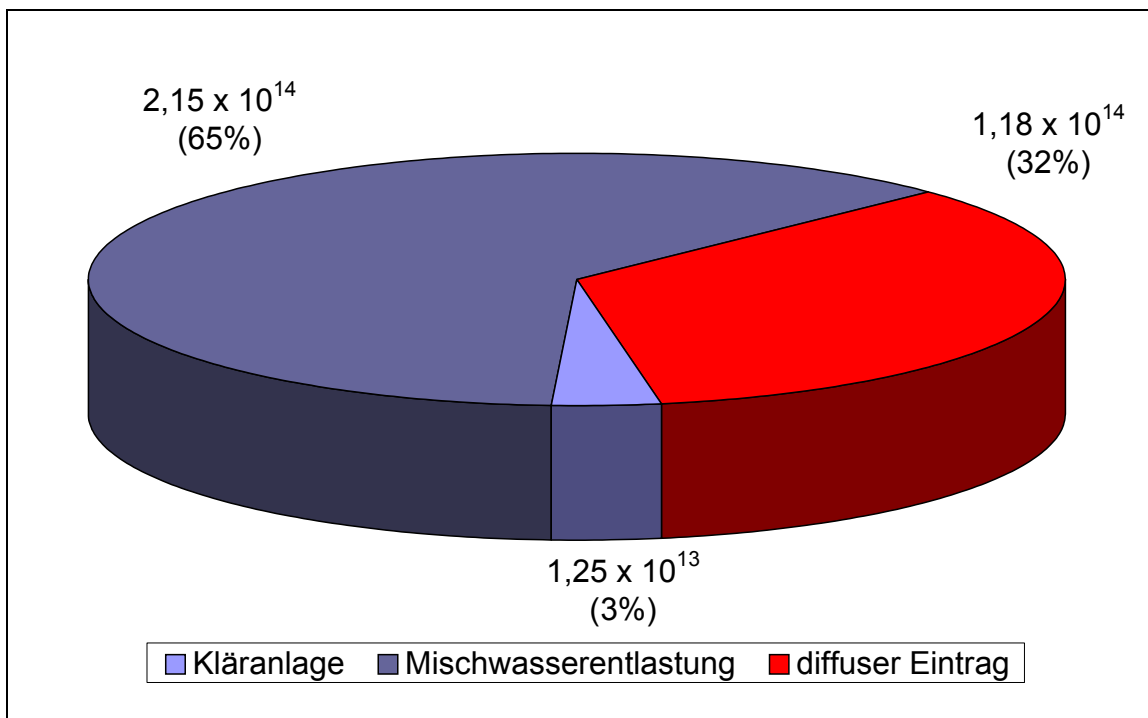
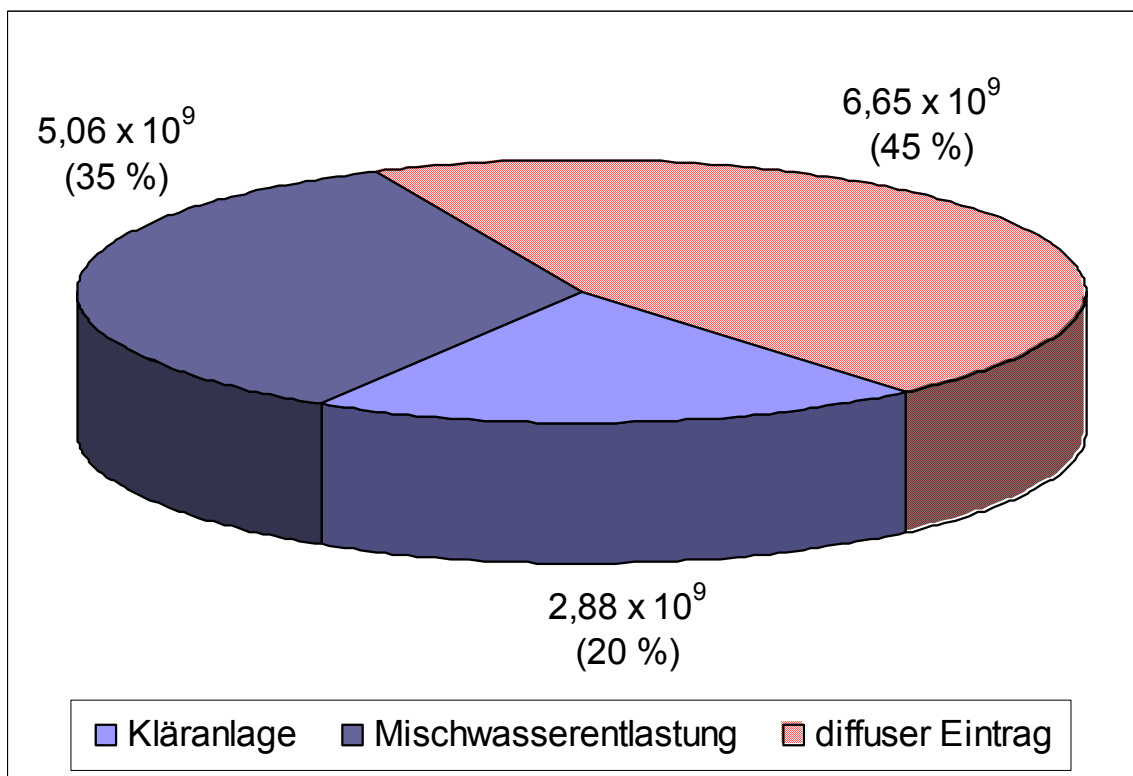


Abb. 24: Jahresfrachten von Clostridien im Einzugsgebiet der Swist aus Kläranlagen, Mischwasserentlastungen und diffuser Eintrag.



*Der diffuse Eintrag berechnet sich aus der Differenz der im Gewässer am Pegel Weilerswist ermittelten Fracht und der Siedlungswassereinleitungen. Der diffuse Eintrag beinhaltet auch Fehleinleitungen aus Siedlungsflächen, da er über den Hochwasserabfluss berechnet wurde.

Abb. 25: Jahresfrachten von *Giardia lamblia*, im Einzugsgebiet der Swist aus Kläranlagen, Mischwasserentlastung und diffussem Eintrag.

Clostridiendauerstadien finden sich in Sedimenten der Kanalisation, werden bei Regenereignissen mobilisiert und in großen Konzentrationen über das anfallende Mischwasser in den Vorfluter eingeschwemmt und mit der Strömung abtransportiert.

In den wenigen Wasserproben mit ausreichendem Volumen, die für parasitologische Analysen aus Oberflächen- und Bodenwasserabfluss gewonnen werden konnten, waren Giardia-Cysten nicht nachweisbar. Dies lässt jedoch nicht die Schlussfolgerung zu, dass kein diffuser Eintrag an Parasiten in die Gewässer stattfindet, da das untersuchte Abflussvolumen maximal 50 Liter betrug, während für die parasitologische Analyse der Gewässerproben zwischen 200 - 500 Liter Wasser zur Verfügung standen. Das Wasser der Oberläufe enthält Giardia-Cysten bis zu einer Konzentration von 4,76 Cysten /100 L, deren Herkunft nur diffuser Eintrag aus den umgebenden Flächen sein kann. Am Gebietsauslass am Pegel Weilerswist ist ein Maximum von 6,8 Cysten /100 L und eine mediane Konzentration von 2,6 Cysten /100 L nachweisbar (Kistemann et al., 2004). Die in Abb. 25 dargestellten Frachten beruhen dem oben dargestellten Umstand unterschiedlicher Untersuchungsvolumina entsprechend auf einer Differenz-Berechnung zwischen am Gebietsauslass ankommender Fracht (berechnet über Mediankonzentration und Hochwasserabfluss) und der aus den einzelnen Median-Konzentrationen der Kläranlagenabläufe und Mischwasserentlastungen gebildeten Summenfracht. Deutlich wird, dass maximal rund 45 % der Giardia-Cysten in der Swist aus diffusen Einträgen stammen und ein etwa 35 % aus Mischwasserentlastungen.

Je nach Parameter beträgt der Anteil der diffusen Einträge an der Gesamtbelastung der Swist zwischen 5 und 74 % und der Anteil der Mischwasserentlastungen zwischen 21 und 88 %, während der Anteil der Kläranlagenabläufe zwischen 1 % und maximal 20 % ausmacht.

Die Frachtberechnung für den stofflichen Eintrag im gesamten Einzugsgebiet zeigt mit rund 1×10^5 kg /Jahr einen zweifach höheren Eintrag an Nitrat-Stickstoff und mit 7×10^3 kg /Jahr einen sechsfach höheren Eintrag für Phosphor aus dem diffusen Eintrag der Abflusskomponenten, als nach Ergebnissen des Vorgängerprojektes Swist II (Kistemann et al., 2004) über das gereinigte Abwasser aus den Kläranlagen in die Gewässer eingetragen werden.

Swist III - Kap. 4 Diskussion

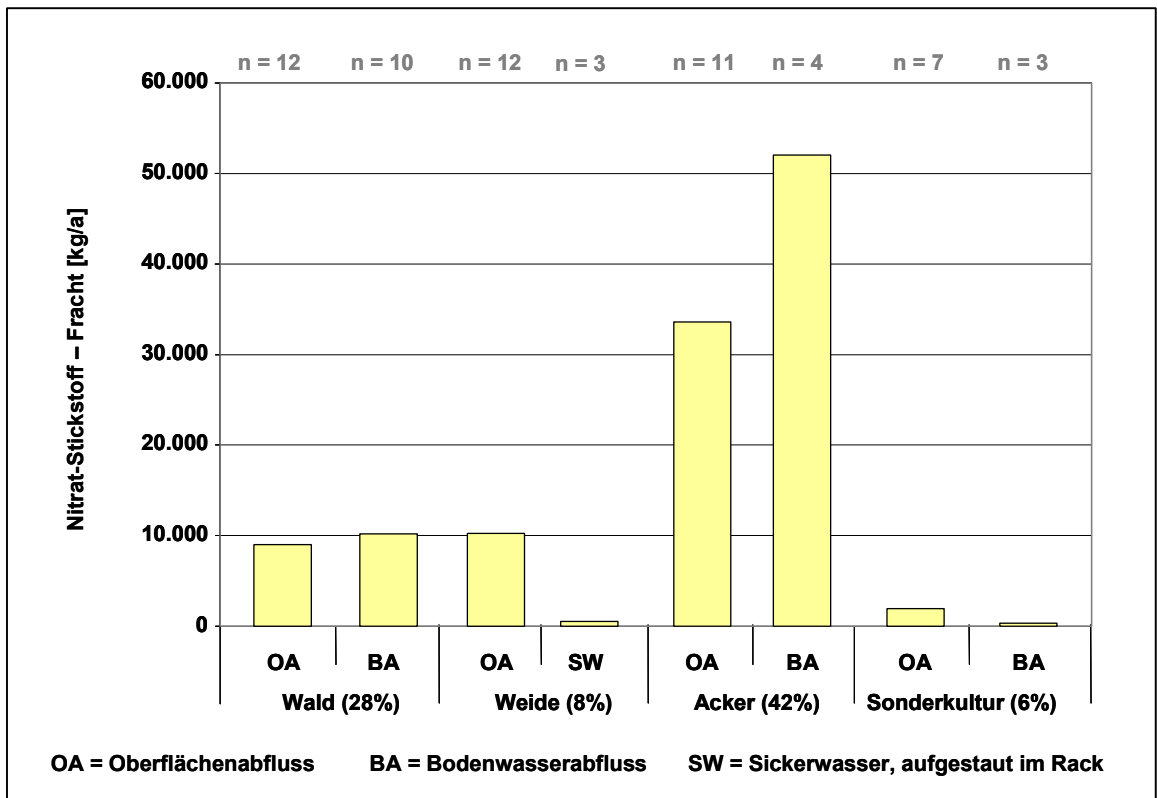


Abb. 26: Jahresfracht von Nitrat-Stickstoff aus dem Oberflächen- (OA) und Bodenwasserabfluss (BA) aus unterschiedlich genutzten, unversiegelten Flächen im Einzugsgebiet der Swist. Prozentangabe = Anteil der Flächen im Einzugsgebiet.

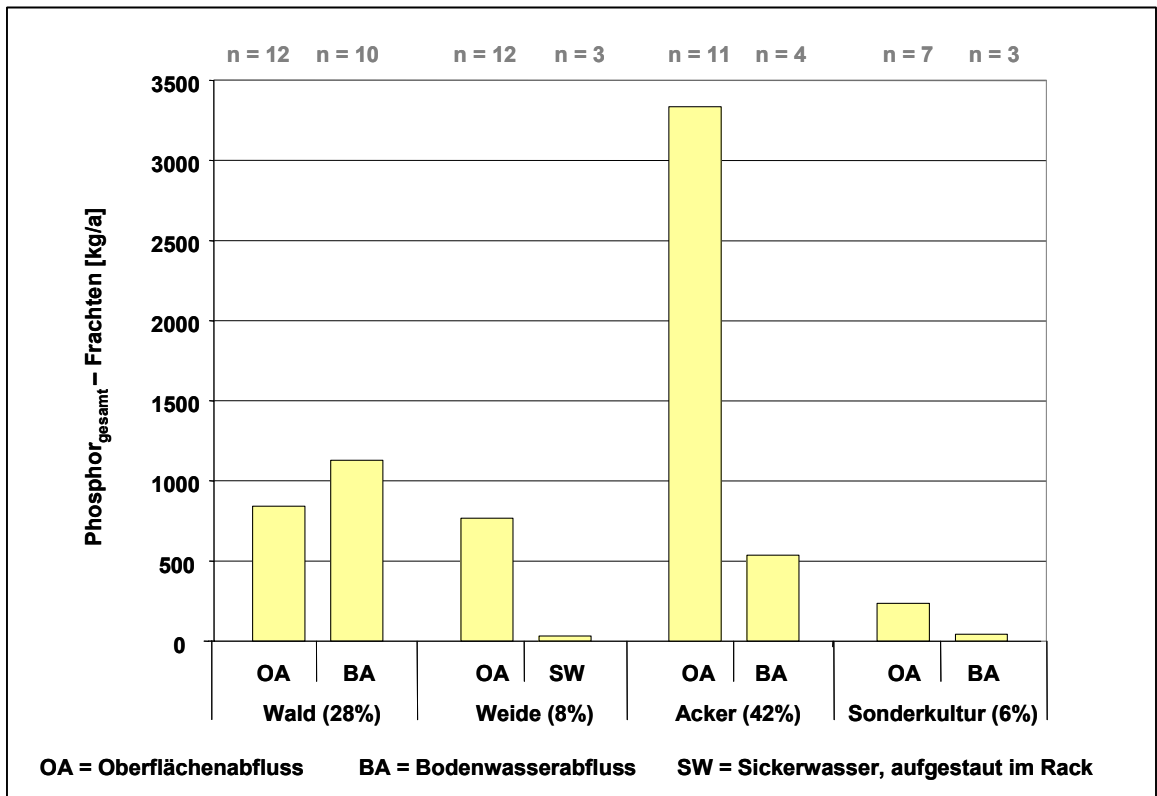


Abb. 27: Jahresfracht von Phosphor_{gesamt} aus dem Oberflächen (OA)- und Bodenwasserabfluss (BA) aus unterschiedlich genutzten, unversiegelten Flächen im Einzugsgebiet der Swist. Prozentangabe = Anteil der Fläche am Einzugsgebiet

Die unterschiedliche Bedeutung der jeweiligen Flächennutzungen am diffusen Eintrag (Kapitel 4.2.1) ist nicht zu vernachlässigen. Der Hauptteil der diffus eingetragenen Frachten (maximal 73 %) stammt den Untersuchungsergebnissen nach, und bedingt durch den hohen Flächenanteil von 42 % im Einzugsgebiet der Swist, aus den unter Ackernutzung stehenden landwirtschaftlichen Flächen (vgl. Tab. 9 und Abb. 26). Aus Waldflächen wird der zweithöchste Frachtanteil (Nitrat-Stickstoff 16 %, Phosphor 29% und *E. coli* 28 %) eingetragen. Im Falle der Stofffrachten stammen nur 9 % des Nitrat-Stickstoffs und 12 % des Phosphors aus Grünland. Aus der Sonderkultur werden lediglich 2 % der Nitrat-Stickstofffracht und 4 % der Phosphorfracht eingetragen (Abb. 32).

Im Falle der mikrobiellen Frachten stellen Grünland und Sonderkulturflächen zusammen weniger als 5 % des diffusen *E. coli*-Eintrags dar. Sonderkulturen, deren Abflüsse die höchste Fracht von Streptokokken und Clostridien pro Hektar Fläche aufweisen (vgl. 4.2.1), nehmen einen sehr hohen Anteil an der Gesamtfracht dieser Parameter ein, obwohl diese Landnutzungsart im Einzugsgebiet am geringsten vertreten ist.

Tab. 9: Jahresfrachten von *E. coli* (Direktnachweis) aus unterschiedlich genutzten, unversiegelten Flächen im Einzugsgebiet der Swist.

Landnutzung	Jahresfracht von <i>E. coli</i>	Anteil am diffusen <i>E. coli</i> - Eintrag [%]
Acker	$1,17 \cdot 10^{14}$	67,5
Wald	$4,81 \cdot 10^{13}$	27,9
Sonderkultur	$7,22 \cdot 10^{12}$	4,2
Grünland	$7,82 \cdot 10^{11}$	0,5

Swist III - Kap. 4 Diskussion

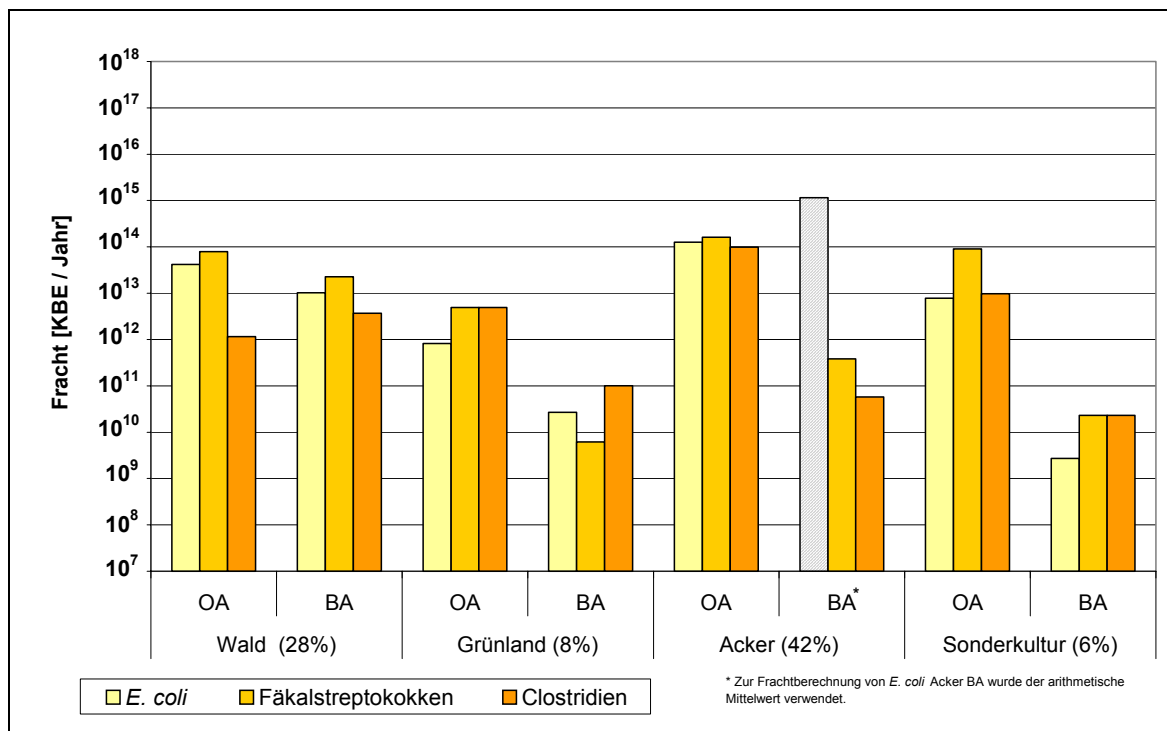


Abb. 28: Jahresfracht von *E. coli*, Fäkalstreptokokken und Clostridien aus dem Oberflächen (OA)- und Bodenwasserabfluss (BA) aus unterschiedlich genutzten, unversiegelten Flächen im Einzugsgebiet der Swist. Prozentangabe = Anteil der Fläche am Einzugsgebiet.

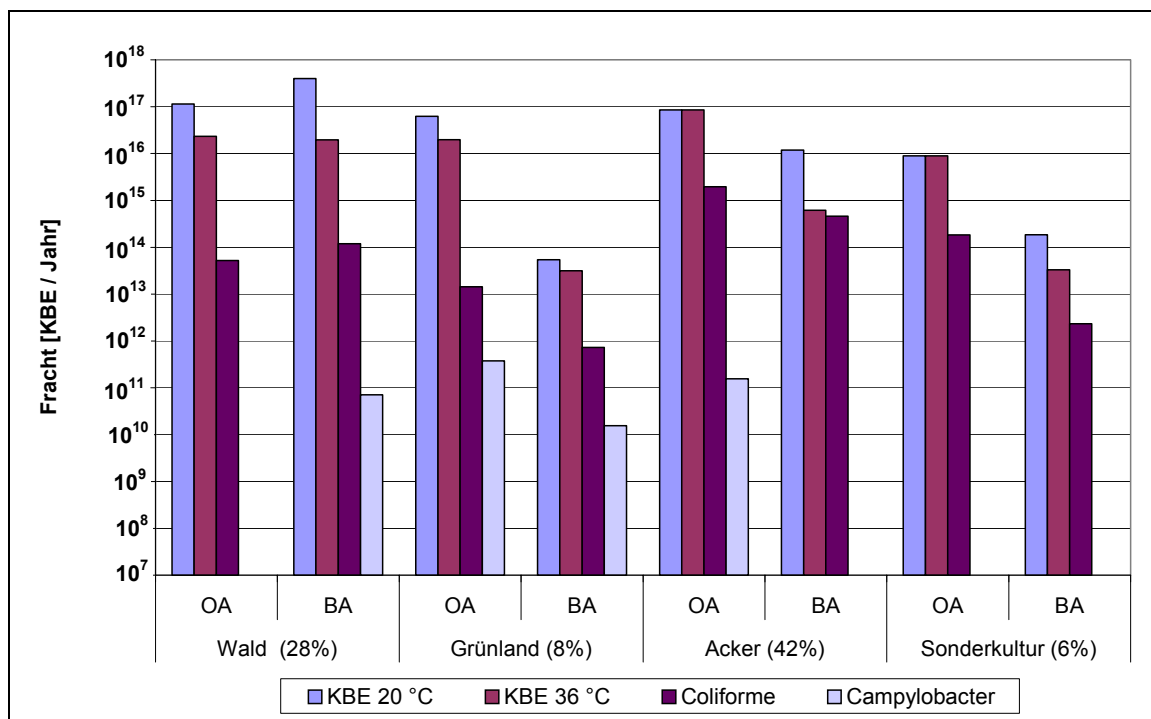


Abb. 29: Jahresfracht von allgemeiner Koloniezahl bei 20 °C und 36 °C, coliformen Bakterien und *Campylobacter* aus dem Oberflächen (OA)- und Bodenwasserabfluss (BA) aus unterschiedlich genutzten, unversiegelten Flächen im Einzugsgebiet der Swist.

Prozentangabe = Anteil der Fläche am Einzugsgebiet

Die Daten der Gewässerproben legen jedoch nahe, dass der tatsächliche Eintrag mikrobieller Frachten aus Grünland erheblich höher ausfällt als auf den Flächen gemessen. Die ausgewählte Fläche (Am Zingsbach) für die Landnutzung Weide erwies sich im Jahresverlauf als sehr extensiv genutztes Grünland, welches lediglich für eine Gesamtdauer von 14 Tagen mit Vieh bestanden war. Allerdings waren die Weiden an der ausgewählten Gewässerprobenahmestelle (Hunnensiefen) über einen Großteil der Zeit, insbesondere im wasserwirtschaftlichen Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober), mit Vieh bestanden. Das Wasser, welches im Hunnensiefen fließt, stammt aus der oberhalb liegenden Teichanlage und dem Eintrag über Oberflächen- und Bodenwasserabfluss, da Drainagen an diesem Bachabschnitt nicht vorhanden sind. Die ermittelten Konzentrationen im Ablauf der Teichanlage dienen als Referenzwert und werden von den ermittelten Konzentrationen des Bachwassers subtrahiert (Tab. 10).

Tab. 10: Durchschnittliche Mikroorganismenkonzentrationen der Gewässerproben von Teichanlage und Weide.

	Teichanlage		Weide		Differenz der Mediane (Weide - Teichanlage)
	N	Median	N	Median	
<i>E. coli</i>	18	2	13	116	114
Coliforme	14	230	11	4.600	4.370
Fäkalstreptokokken	18	140	13	180	40
Clostridien	17	30	13	66	36
Koloniezahl 20°C	18	220	13	1.750	1.530
Koloniezahl 36°C	18	95	13	480	386
Campylobacter	18	3	13	100	97
<i>Cryptosporidium parvum</i>	15	0	10	0	0
<i>Giardia lamblia</i>	15	0	10	0	0

Konzentrationen als KBE/100 mL, Ausnahme: Koloniezahl pro 1 mL, Parasiten pro 100 L

Die Frachteinträge, die aus den Medianen der Parameterkonzentrationen im Sommerhalbjahr berechnet sind, zeigen den Eintrag aus Grünflächen bei intensiver Beweidung durch Großvieh an. Unter der Annahme, dass alle Grünflächen im Einzugsgebiet der Swist als Weiden für Großvieh genutzt werden, erhöht sich die aus diesen

Flächen in die Gewässer gelangende mikrobielle Fracht für den Parameter *E. coli* von $7,82 \cdot 10^{11}$ KBE/Jahr (vgl. Tab. 9) um das 24-fache auf $1,88 \cdot 10^{13}$ KBE/Jahr. Auf die Gesamtheit der aus diffusen sowie punktuellen Quellen in die Gewässer gelangenden mikrobiellen Fracht wirkt sich dieser Unterschied insofern aus, da die Fracht aus Grünland von 0,5 % auf 10 % zunimmt (vgl. Abb. 30). Der tatsächliche Eintrag aus den Grünlandflächen des Einzugsgebietes kann wahrscheinlich bei ausschließlicher Weidenutzung noch höher ausfallen, da die im Gewässer gemessenen Konzentrationen aus Tab. 10 bereits einer Verdünnung unterliegen.

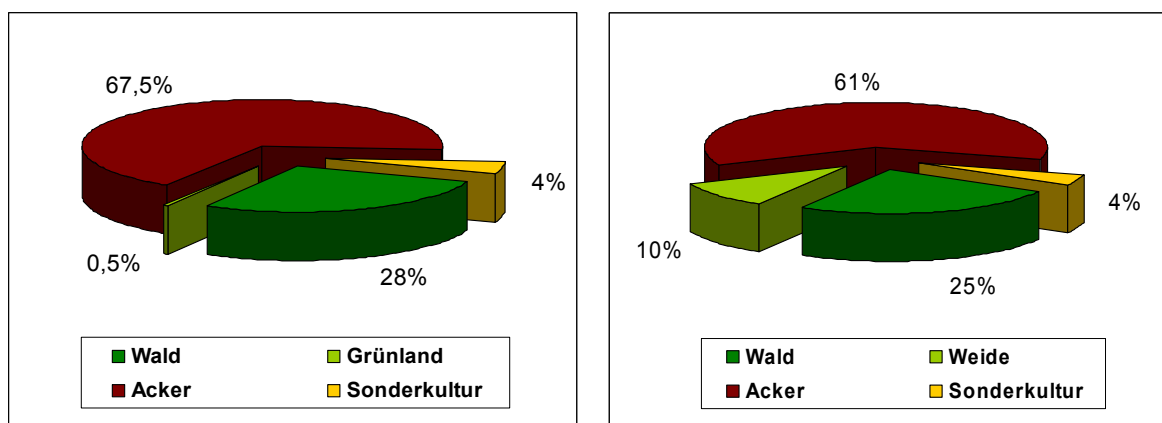


Abb. 30: Jahresfracht von *E. coli* im Einzugsgebiet der Swist aus unterschiedlich genutzten, unversiegelten Flächen unter der Annahme, dass das gesamte Grünland extensiv (links) bzw. als Viehweide (rechts) im Einzugsgebiet genutzt wird

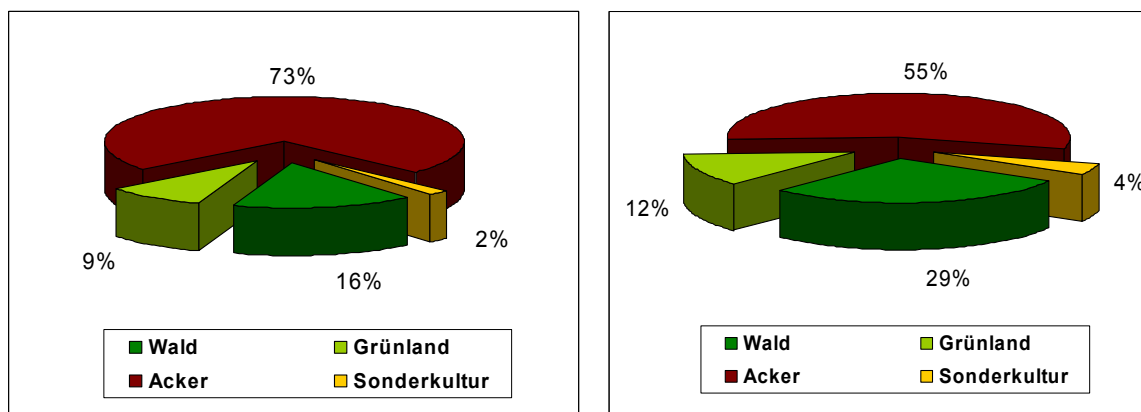


Abb. 31: Jahresfracht von Nitrat-Stickstoff (links) und Phosphor_{gesamt} (rechts) im Einzugsgebiet der Swist aus unterschiedlich genutzten, unversiegelten Flächen

Im Einzugsgebiet der Swist nehmen die Siedlungsflächen rund 11 % im Vergleich zu den 89 % unversiegelten Flächen ein. Das Verhältnis 0,6:4 von Siedlungsflächen zu unversiegelten Flächen spiegelt sich annähernd in der Verteilung der *E. coli*-Frachten aus Punkt- und diffusen Quellen wider. Mischwasserentlastungen machen gut ein Fünftel der *E. coli*-Fracht aus, der kontinuierliche *E. coli*-Eintrag über Kläranlagen

beläuft sich auf gut 5 % der Gesamtfracht. Knapp drei Viertel der *E. coli*-Fracht stammt jedoch aus diffusen Quellen. Im Gegensatz dazu ist der Einfluss von Punktquellen für den Eintrag des Parasiten *Giardia lamblia* deutlich feststellbar (Abb. 25). Mit 55 % des Frachteintrags stammt die Hauptbelastung hier aus punktuellen Quellen (Kläranlagen und Mischwasserentlastungen).

Neben der enormen Frachtmenge aus Mischwasserentlastungen ist es wichtig zu beachten, dass im Jahresverlauf die Regenentlastungsbauwerke nur an sehr wenigen Tagen mit Starkniederschlägen abschlagen. Sie können somit als Störung des Gewässerökosystems verstanden werden, allerdings ist jeweils eine schnelle Stabilisierung des Ausgangs(belastungs)zustands im Wasser zu erwarten (Borchardt, 1992, Mang et al., 1998). Hinsichtlich hygienisch-mikrobiologischen Gewässerverhältnissen sind Gewässernutzungen unmittelbar nach Abschlagsereignissen als kritisch zu erachten. Daneben stellen sedimentierte Parasitendauerstadien eine mögliche Infektionsgefahr dar, denn sie sind über mehrere Monate auch in der Umwelt infektiös und können leicht resuspendiert werden (Medema et al., 1998). Die punktuelle Quelle Mischwasserentlastung bietet jedoch optimale Voraussetzungen für baulich-technische Handlungsansätze zur Reduktion des mikrobiellen Frachteintrags in die Gewässer.

Der Eintrag aus diffusen Flächen geschieht dagegen flächig und auch bei Niederschlagsereignissen geringerer Intensität – wenn auch in Abhängigkeit verschiedener Szenarien mit variierender Frachtmenge. Extensivierung der Nutzungen und Veränderungen in der Bewirtschaftung bieten Handlungsoptionen. Die Einführung von Gewässerrandstreifen entlang aller Wasserläufe im Einzugsgebiet zur Reduzierung direkter Abschwemmung in die Gewässer erscheinen viel versprechend.

Kläranlagenabläufe belasten ein Gewässer kontinuierlich mit gleich bleibenden Frachten und sorgen somit für eine Hintergrundbelastung im Gewässer. Ihr Anteil an der bakteriellen Gesamtbelastung ist jedoch gering und eine weitere Verringerung des bakteriellen Eintrags durch technische Maßnahmen scheint nicht effizient zu sein. Allerdings werden durch das gereinigte Abwasser nicht nur Bakterien, sondern auch hohe Konzentrationen von Parasitendauerstadien in die Gewässer eingetragen. Diese könnten durch eine weitergehende Abwasserbehandlung, wie die Membranfiltration, effektiv entfernt werden. Man unterscheidet bei der Membranfiltration zwischen Ultrafiltration und Mikrofiltration. Die Membranen der Ultrafiltration haben eine

Porenweite von 0,01 bis 0,1 µm und die der Mikrofiltration eine von 0,1 bis 1,0 µm. Für die Rückhaltung von Viren reicht der Einsatz der Mikrofiltration nicht aus, dafür muss die der Ultrafiltration eingesetzt werden (Röske und Uhlmann, 2005).

4.3 Bewertungskriterien

Laut Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) sind die Mitgliedstaaten der EU verpflichtet, dafür Sorge zu tragen, "dass im Hinblick auf Oberflächengewässer unter Berücksichtigung der Auswirkungen, die in Folge der Art der menschlichen Tätigkeiten oder der Verschmutzung nach vernünftigem Ermessen nicht hätten vermieden werden können, der bestmögliche ökologische und chemische Zustand erreicht wird" (Artikel 4 Abs. 5 EG-WRRL). Es werden hier keine Grenz- oder Richtwerte genannt, jedoch sind die Mitgliedstaaten gehalten, u. a. die Badegewässerrichtlinie, die Richtlinie über Wasser für den menschlichen Gebrauch und die Nitratrichtlinie als Grundlagen für Maßnahmen heranzuziehen (EG-WRRL, 2000). Laut EG-WRRL wird der bestmögliche ökologische und chemische Zustand der Oberflächengewässer angestrebt. Allerdings wird der Aspekt des Gesundheitsschutzes nur am Rande erwähnt (Kistemann und Claßen, 2003). Der Begriff Gesundheit selbst taucht nur dreimal in der gesamten Richtlinie explizit auf: in Artikel 2 (Begriffsdefinitionen) Abs. 33 (Verschmutzung) und Abs. 35 (Umweltqualitätsnorm) sowie in Art. 4 (Umweltziele) Abs. 7c im Zusammenhang mit dem Nicht-Erreichen der Ziele. Im Gegensatz dazu wird im Protokoll über Wasser und Gesundheit, das 1999 in der 3. europäischen interministeriellen Konferenz zu Gesundheit und Umwelt verabschiedet wurde und 2005 in Kraft trat, der Gesundheitsschutz stark thematisiert und verschiedene Richtlinien genannt, die Grenzwerte für die Wasserqualität enthalten (UN, 1999, WHO, 2004).

Im Rahmen des Projektes wurden zur Bewertung der festgestellten Wasserqualität auf Grund der Vielfalt möglicher Gewässernutzungen verschiedene Grenz- und Richtwerte bzw. Güteanforderungen herangezogen, für die bereits gesetzliche Vorgaben existieren:

- Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA). Entscheidungshilfe für die Wasserbehörden in wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren. Runderlass des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft vom 14.5.1991 - IV B 7 1571/11-30707

- Richtlinie 75/440/EWG des Rates vom 16. Juni 1975 über die Qualitätsanforderungen an Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedstaaten (Rohwasserrichtlinie)
- Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG (Badegewässerrichtlinie)
- Verordnung über die Qualität der Badegewässer NRW vom 14. April 2000 (BadegewVO NW)
- Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch vom 21. Mai 2001 (TrinkwV 2001)
- Verordnung zur Umsetzung der Richtlinien 75/440/EWG und 79/869/EWG (EG-Richtlinien Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung) vom 29. April 1997
- Verordnung zur Umsetzung der EG-Fischgewässerrichtlinie 78/659/EEC (FischgewV NRW 1997)

In Tab. 11 sind Richt-, Leit- und Grenzwerte für einige ausgewählte chemische Parameter, welche in Rahmen dieses Projektes untersucht worden sind, zusammengestellt.

Tab. 11: Chemische Richt-, Leit- und Grenzwerte verschiedener Gewässernutzungen bzw. Verordnungen

Nährstoff	Allgemeine Güte-Anforderungen (AGA)	Badegewässer-verordnung NRW	EG-Trinkwas-ser-richtlinie	EG-Fisch-gewässer-richtlinie (78/659/EEC)	LAWA
Nitrat ¹ Nitrat-Stickstoff ²	≤ 8 mg/L ²	--	≤ 50 mg/L ¹	≤ 20 mg/L ¹	≤ 2,5 mg/L ²
Phosphat ¹ P _{gesamt} ²	≤ 0,3 mg/L ²	--	≤ 6,95 mg/L ²	--	≤ 0,15 mg/L ²
Ammonium ¹ Ammonium-Stickstoff ²	≤ 1 mg/L ²	≤ 0,1 mg/L ¹	≤ 0,5 mg/L ¹	≤ 0,5 mg/L ¹	
Nitrit ¹ Nitrit-Stickstoff ²	--	--	≤ 0,1 mg/L ¹	≤ 0,03 mg/L ¹	≤ 0,1 mg/L ²

Nachfolgend sind die Flächen angegeben, wo die Konzentration des Nährstoffes Nitrat-Stickstoff in den Abflusskomponenten die Grenz- und Richtwerte (s. Tab. 11) unter- oder überschreiten:

- > 50 mg NO₃ /L beim Oberflächenabfluss Landnutzung Wald,
- > 50 mg NO₃ /L beim Oberflächenabfluss Landnutzung Acker, Weide und Sonderkultur in den Wintermonaten.
- < 50 mg NO₃ /L beim Bodenwasserabfluss Landnutzung Wald, Weide und Sonderkultur,
- > 50 mg NO₃ /L beim Bodenwasserabfluss Landnutzung Acker, Ausnahme: 2. und 32. KW aufgrund starker Niederschläge
- > 50 mg NO₃ /L bei Drainageabfluss Landnutzung Sonderkultur (Erdbeeren).
- < 25 mg NO₃ /L in allen untersuchten Gewässern; meistens sogar unter 15 mg NO₃ /L (EG-Fischgewässerrichtlinie).

Die Phosphor-Konzentrationen liegen in allen Gewässern unterhalb von 0,3 mg/L und somit unter den Werten von Tab. 11. Nicht alle Proben halten bei den Abflusskomponenten die AGA ein, aber die Richtwerte der EG-Fischgewässerrichtlinie und der Trinkwasserverordnung werden eingehalten. Eine Ausnahme findet sich in den Sommermonaten für jeweils eine Probe bei der Sonderkultur und der Weide. Die Werte für Ammonium und Nitrit liegen teilweise deutlich über den Richtwerten bzw. Grenzwerten (s. Tab. 11).

In Tabelle 12 sind Richt-, Leit- und Grenzwerte für die untersuchten bakteriologischen Parameter zusammengestellt. Sie dienen einer orientierenden Beurteilung der im Rahmen des Forschungsprojektes gefundenen Werte.

Für das Gewässersystem der Swist sind letztlich die Vorgaben für die jeweils angestrebte Nutzung entscheidend, insbesondere die landwirtschaftliche Feldbewässerung bedarf der Genehmigung. Die mikrobiologischen Grenzwerte für Beregnungswasser umfassen laut AGA (Landesamt für Wasser und Abfall NRW, 1991) wenige hygienisch-mikrobiologische Parameter. Für diese sind jedoch nur sehr geringe Konzentrationen zulässig. Der Coliformen-Grenzwert, der im Bewässerungswasser eingehalten werden muss, geht konform mit der alten "WHO Guideline for the Safe Use of Wastewater in Agriculture", die ebenfalls einen Grenzwert von 1.000 KBE/100 mL nennt (WHO, 1989).

Im Bereich der Swist und ihrer Nebengewässer werden v. a. Sonderkulturen mit Wasser aus den Bächen beregnet. Ebenso wird Wasser aus den Nebengewässern der Swist zum Tränken von Vieh und Pferden entnommen. Laut AGA muss die mikrobielle Beschaffenheit des Wassers zur Feldberegung von Freilandkulturen während der Beregnungssaison dreimal überprüft werden und die in Tab. 12 angegebenen Richtwerte einhalten. Bei Überschreiten dieser Richtwerte für das Beregnungswasser von Gemüse und Obst, das für den Rohverzehr geeignet ist, ist vor dem Verzehr eine Karenzzeit von 14 Tagen vorgeschrieben.

Für den Vergleich mit Richt- und Grenzwerten von Rohwasser zur Aufbereitung für Trinkwasserzwecke wurde die Rohwasserkategorie A1³ gewählt, da man bei Rohwasser von keiner, bzw. der geringsten Aufbereitung ausgeht. Im Falle der Nutzung von Wasser aus der Swist ist keine Aufbereitung zu erwarten. Die höchsten nach Tab. 12 zulässigen Mikroorganismenkonzentrationen sind für Badegewässer festgelegt. Hier sind aufgrund der geringeren Aufnahmevolumina im Vergleich zum direkten Verzehr keine ganz so hohen Anforderungen erforderlich.

Nach einer niederländischen Studie (Medema et al., 1997b) besteht durch die Aufnahme einer einzigen *Giardia*-Cyste bereits eine Infektionswahrscheinlichkeit von 2 % und die Aufnahme einer einzigen Oocyste von *Cryptosporidium* bewirkt eine Infektionswahrscheinlichkeit von 0,4 %. Wie aus Tabelle 12 ersichtlich, existieren in den zur Zeit gültigen Verordnungen keine Grenz- oder Richtwerte für im Wasser enthaltene Parasiten bzw. deren Dauerformen. Daher wird im Rahmen der vorliegenden Studie der von Haas und Rose (1995) für Trinkwasser vorgeschlagenen "Action-level" für *Cryptosporidium* von 10-30 Oocysten/100L herangezogen.

³ Da bisher kein adäquater Ersatz für die Grenz- und Leitwerte der EU-Rohwasserrichtlinie verfügbar ist, scheint die Beurteilung der Wasserqualität der Swist und ihrer Nebengewässer auch anhand der EU-Rohwasserrichtlinie trotz deren Aufhebung spätestens im Jahr 2007 laut der Bestimmungen in Artikel 22 Absatz 1 der Richtlinie 2000/60/EG (EU-Wasserrahmenrichtlinie) sinnvoll.

Tab. 12: Mikrobiologische Grenzwerte nutzungsbezogener Verordnungen

	EU-Badegewässer-RL 2006	BadegewVO NW		TrinkwV 2001	Rohwasser EU-RL bzw. NRW Kategorie A1 (Leitwert)	Beregnungswasser nach AGA
		Leitwert	Grenzwert			
KBE 20°C	--	--	--	<100/mL	--	--
KBE 36°C	--	--	--	<100/mL	--	--
<i>E.coli</i> (Fäkal-coliforme)	1000 bzw. 900/100 mL ¹	100 /100 mL	2000 /100mL	0 /100mL	20 /100mL	1 /mL
Coliforme (Gesamt-coliforme)	--	500 /100 mL	10.000 /100mL	0 /100mL	50/ 100mL	10 /mL
Fäkalstreptokokken	--	100 /100 mL	--	--	20/ 100 mL	--
<i>Salmonella</i>	--	--	0/1 L	--	0/5 L	--
Clostridien	--	--	--	0/100mL ²	--	--
Parasiten		--		--	--	--

¹ auf Grundlage einer 95-Perzentil- bzw. 90-Perzentil-Bewertung

² *Clostridium perfringens*, wenn das Trinkwasser aus Oberflächenwasser stammt

4.4 Risikobewertung von Infektionen

Die aus den Oberläufen kleiner Fließgewässer stammenden Regelproben unterscheiden sich in ihrer mikrobiellen Belastung je nach vorhersehender Landnutzung im Einzugsgebiet. Aus Tab. 12 wurden für die Beurteilung des Gesundheitsrisikos durch die im Wasser enthaltenen Bakterien die Grenzwerte herausgegriffen, die im Rahmen der tatsächlich vorhandenen Nutzungen am wichtigsten erscheinen. Dies ist zum einen der Grenzwert für zur Feldbewässerung durch Beregnung genutztes Wasser nach AGA, zum anderen die immer wieder zu beobachtende Nutzung als Badegewässer. Von den für diese Nutzung geltenden Regelungen wurde der Grenzwert der Badegewässerverordnung des Landes NRW (BadegewVO NW) als Höchstgrenze gewählt.

Abb. 32 stellt die Überschreitungshäufigkeit in den Gewässern für den Parameter *E. coli* dar, welcher als Indikator für fäkale Verunreinigungen ein wichtiger Hinweis auf mögliche Krankheitserreger ist. In der vorliegenden Studie konnte gezeigt werden, dass die Konzentrationen von *E. coli* nur bei 40 % der Proben unterhalb der Grenzwerte für Beregnungswasser sowie Badegewässer liegen. Bezogen auf den Parameter Gesamtcoliforme ist in rund einem Drittel der Fälle das Bachwasser bereits nicht

mehr zur Feldbewässerung geeignet, der Salmonellennachweis fiel ebenfalls in rund 40 % der Gewässerproben positiv aus. Somit ist auch die Badenutzung des Pommersbachs (Wald) nicht zu empfehlen. Auch an anderer Stelle wurde darauf hingewiesen (Dangendorf et al., 2002), dass die von Wald umgebenen Gewässer keineswegs frei von Krankheitserregern sind.

Die Proben aus den extensiv bewirtschafteten Fischteichen sind hingegen nicht auffällig. Hier werden die Grenzwerte für Badegewässer und Bewässerungswasser sowohl für *E. coli* als auch für Coliforme eingehalten. Der Leitwert der Badegewässerverordnung NRW für *E. coli* von 100 KBE /100mL wird hier nicht überschritten, der Leitwert von 500 KBE /100mL Coliforme nur ein einziges Mal. Allerdings sind Streptokokken in einer Konzentration von mehr als 100 KBE /100 mL (Leitwert der BadegewVO NW) in 50% der Fälle feststellbar. Die Wasserentnahme aus dem Hunnensiefen direkt unterhalb der Teichanlage zur Bewässerung und Tränkung ist aus hygienisch-mikrobiologischer Sicht aufgrund des Parameters *Salmonella* bedenklich. Laut Badegewässerverordnung NRW darf dieses Bakterium in 1000 mL Probe nicht nachweisbar sein; im Rahmen dieser Studie wurden jedoch in 28 % der Proben bereits in Volumina von bis zu 500 mL Salmonellen nachgewiesen.

Die häufigsten Grenzwertüberschreitungen für den Parameter *E. coli* sind bei den Gewässerproben, bei dem das Gewässer durch das Einzugsgebiet einer Weide fließt, festzustellen (vgl. Abb. 32). Auch die Konzentration an Coliformen überschreitet in rund 61 % der Proben den in der AGA angegebenen Wert zur Feldbewässerung und in zwei Fällen auch den nordrhein-westfälischen Grenzwert für Badegewässer. In etwas mehr als der Hälfte der Wasserproben ist die Menge der Fäkalstreptokokken zu hoch, so dass das Baden nicht empfohlen wird. Für das Wasser der Gewässerprobenahmestelle, die das Einzugsgebiet eines Ackers erfasst, wurden seltener Grenzwertüberschreitungen für *E. coli* und Coliforme, aber etwas häufiger Überschreitungen für Salmonellen und Fäkalstreptokokken gefunden als bei dem Einzugsgebiet Weide. Das durch Sonderkultur fließende Gewässer ist in der Hälfte der Fälle mikrobiell nicht belastet. Auch fällt die Kontamination mit möglichen Krankheitserregern hier offenbar geringer aus als an der Weide am Hunnensiefen. Die Grenzwerte der Badegewässerverordnung NRW werden nicht so häufig überschritten. Allerdings waren in einer Probe auch Salmonellen vorhanden.

Wie oben dargestellt, ist die Nutzung von Oberflächenwasser zur Bewässerung unabhängig von der umgebenden Landnutzung kritisch zu betrachten und der direkte Verzehr von ungewaschenem Obst (z.B. Erdbeeren vom Feld) zu vermeiden. Die wassergebundene Nutzung der Oberläufe zu Erholungszwecken erscheint weniger kritisch, da zwar häufig nicht der Leitwert, wohl aber der Grenzwert laut BadegewVO NW eingehalten wird. Zeitweise erscheint jedoch auch diese Nutzung aus hygienisch-medizinischer Sicht bedenklich, insbesondere nach Starkregenereignissen.

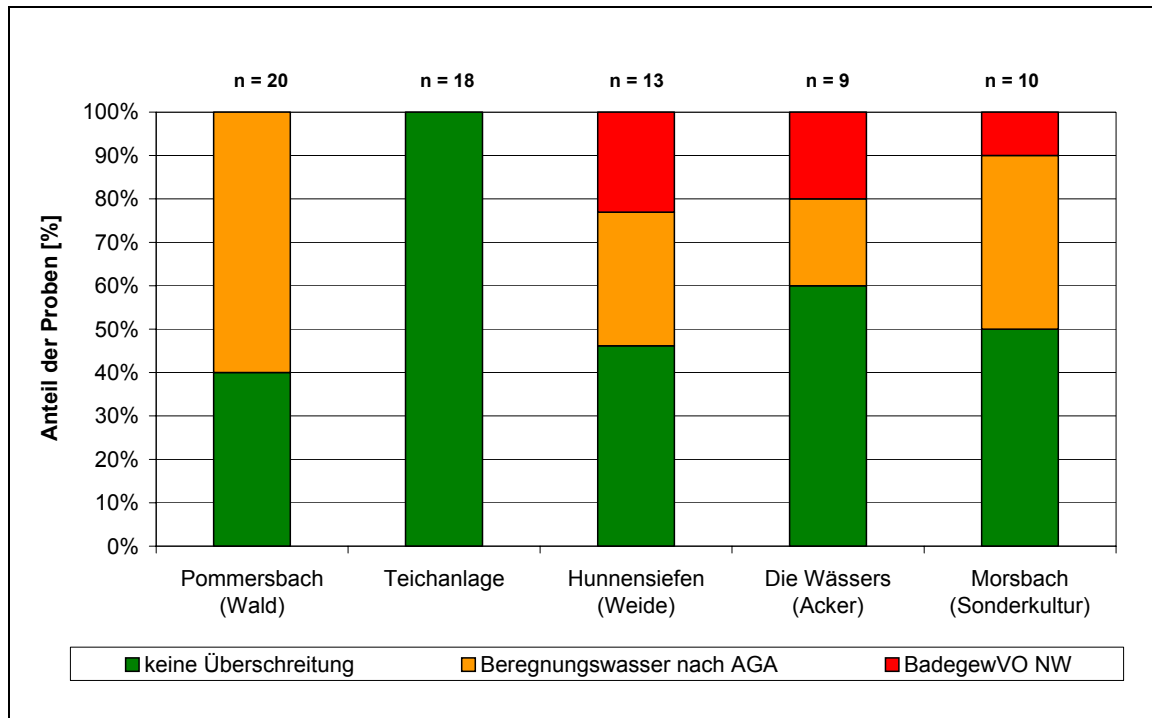


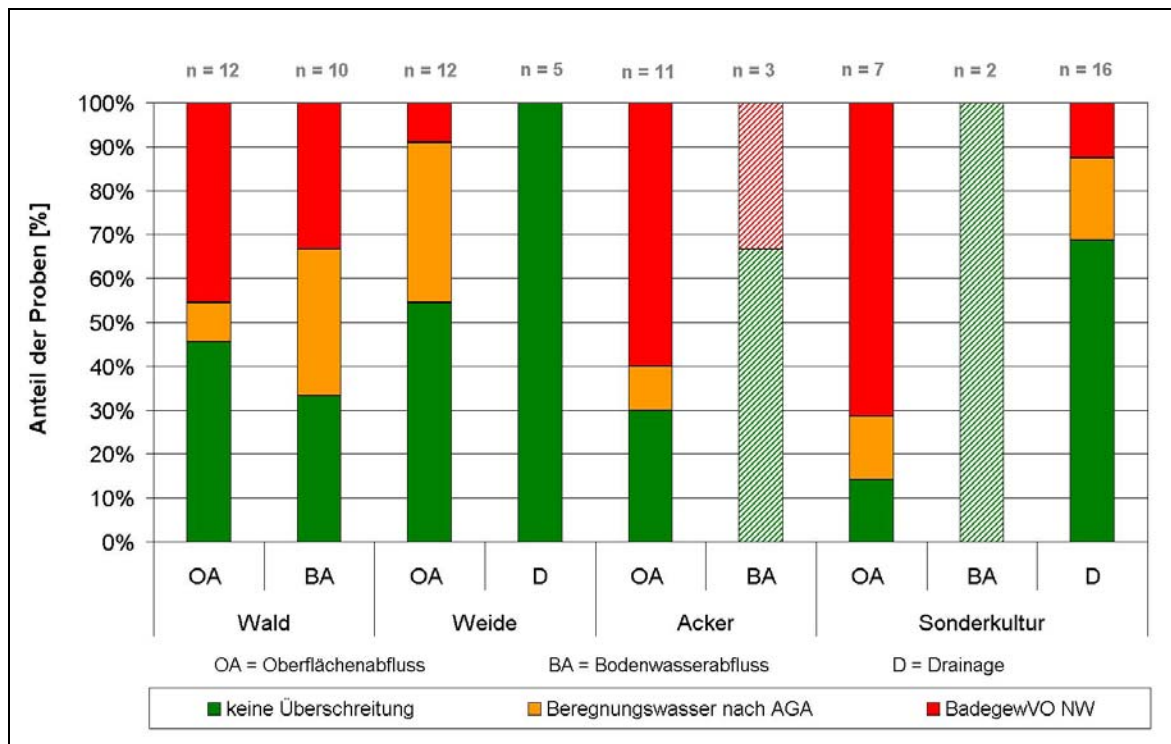
Abb. 32: Häufigkeit der Grenzwertüberschreitungen in den Gewässern nach AGA und Badege-wässerverordnung NRW für den Parameter *E. coli* [%].

Die parasitäre Belastung aller Gewässerproben ist eher unbedenklich. Das Action-Level für Cryptosporidien von 30 Oocysten /100 L Probe (Regli et al., 1991) wurde nur ein Mal am Standort „Die Wässers“ überschritten. Infolge der fehlenden Abwas-sereinleitungen (Karanis und Seitz, 1996) ist auch der Gehalt an *Giardia*-Cysten sehr gering bzw. sie waren vielfach nicht nachweisbar. Der häufigste Nachweis (40 % der Proben) gelang an der Teichanlage mit einem Maximum von 3,18 Cysten /100 L. In einer in Norwegen durchgeführten Studie erfolgte der Nachweis von Cryptosporidien und Giardien auf mit Oberflächenwasser bewässertem Salat und Erdbeeren in 6 % der untersuchten Proben (Robertson und Gjerde, 2001), was auch im Einzugsgebiet der Swist möglich erscheint.

Ein weiteres Bewertungssystem orientiert sich am klassischen Gewässergüte-Konzept und verwendet die Koloniezahl bei 20°C zur mikrobiologischen Beurteilung eines Gewässers (Popp, 1998). Als geeignet für den Badebetrieb gelten Gewässer mit der Wassergüte I-II, was nach Popp einer Koloniezahl von < 200 - 5.000 KBE /mL entspricht. Demnach wären die Teichanlage und der anschließende Verlauf des Hunnensiefen (Weidenutzung) immer zum Baden geeignet, die übrigen beprobten Gewässer die meiste Zeit des Jahres ebenfalls (vgl. Kap. 3.1). Wie die vorstehende Bewertung jedoch zeigt, ist diese aggregierte Betrachtungsweise offensichtlich nicht geeignet, die Gefährdung durch einzelne Parameter wie etwa Salmonellen abzubilden.

Betrachtet man an Stelle der Gewässer die einzelnen bei Niederschlagsereignissen auftretenden Abflusskomponenten, ergibt sich ein differenzierteres Bild der Eintragspfade mikrobieller Gewässerbelastung und deren gesundheitlicher Bedeutung. Der Grenzwert der BadegewVO NW wurde besonders häufig im Oberflächenabfluss von Sonderkulturen (Obstbauplantagen) und Acker überschritten (Abb. 33). Mit Ausnahme des Wald-Standortes ist das teilgefilterte Wasser von Bodenwasserabfluss und Drainagen seltener kritisch belastet als der jeweilige Oberflächenabfluss. Bei intensiverer Nutzung des untersuchten Grünlandes als Viehweide ist beim Drainabfluss von einer höheren Belastung und damit von Grenzwertüberschreitungen auszugehen. Insgesamt wird deutlich, dass der diffuse Eintrag aller Abflusskomponenten eine Auswirkung auf die Nutzungseignung des Gewässers besitzt, besonders jedoch der Oberflächenabfluss. Eine Grenzwertüberschreitung der Gewässer hängt jedoch von mehreren Faktoren ab, die nicht allein durch die Aufsummierung mikrobieller Frachten einzelner Abflusskomponenten erklärt werden können. Hier spielen unter anderem die hydrologischen und strukturellen Faktoren der Gewässer selbst eine große Rolle, sowie die durch die Gewässerbiozönose beeinflusste Selbstreinigungskraft.

Das Problem der Quantifizierung von Risiken ist Gegenstand der Risikoanalyse. Diese dient dem Schutz von Menschen vor Gesundheitsschädigungen durch die Auswahl geeigneter Schutzmaßnahmen und wird z.B. von der Welthandelsorganisation (WTO) als die am besten geeignete Maßnahme zur Sicherstellung sicherer Lebensmittel empfohlen (Hoornstra und Notermans, 2001).



*Die Bewertung des Bodenwasserabflusses von Acker und Sonderkultur (Schraffur) ist unter Vorbehalt getroffen, da hier nur drei bzw. zwei Wasserproben vorliegen und die Probenanzahl < 5 ist.

Abb. 33: Häufigkeit der Grenzwertüberschreitungen in den einzelnen Abflusskomponenten nach AGA und Badegewässerverordnung NRW für den Parameter *E. coli* [%].

Ein wesentlicher Schritt der umfassenden Risikoanalyse ist die (quantitative) Risikoabschätzung (risk assessment), die wiederum aus mehreren Teilschritten besteht (Fehr, 1995, Hoornstra und Notermans, 2001). Für die Risikoabschätzung bezüglich Infektionen, die durch die einzelnen Abflusskomponenten des Niederschlags verursacht werden, lassen sich auf der Grundlage der Untersuchungsergebnisse folgende Feststellungen treffen:

Es konnte zweifelsfrei nachgewiesen werden, dass über den diffusen Eintrag aus unterschiedlichen Landnutzungen 10-70 % der Gesamtmission pathogener Mikroorganismen in die Gewässer gelangen (vgl. Kap. 3.4 und 4.2.1). Die untersuchten Mikroorganismen lösen entweder selbst Magen-Darm-Infektionen aus oder dienen als Indikatoren für Durchfallerreger. Für die einzelnen Krankheitserreger sind jeweils Mindestinfektionsdosen zur Auslösung einer Erkrankung bekannt. Diese sind für Säuglinge, Kleinkinder, Ältere und Immungeschwächte in der Regel deutlich niedriger als für gesunde Erwachsene. Die Wahrscheinlichkeit der Aufnahme von Krank-

heiterregern aus dem Wasser des Gewässers durch den Menschen hängt von der Intensität des Kontaktes mit dem Wasser ab.

Tab. 13: Risk assessment results - Cryptosporidium im Trinkwasser, adaptiert nach Macgill et al. (2001)

Risiko (95% Konfidenzintervall)	Kommentar
$9,3 \times 10^{-4}$	Tägliches Infektionsrisiko bei Trinkwasser, dass 1 Oocyste/10 Liter enthält
$3,6 \times 10^{-5}$	Tägliches Infektionsrisiko bei Trinkwasser aus einer konventionellen Oberflächenwasseraufbereitungsanlage in den Niederlanden
0,0019	Durchschnittliches Risiko einer Infektion eines AIDS-Kranken bei einer Exposition von 1 Oocyste/1000 Liter
0,0001	Jährliches „akzeptables“ Infektionsrisiko durch Trinkwasser

Für die Swist und ihre Nebengewässer sind keine Nutzungen außer die Gewährleistung der Vorflut für abwassertechnische Anlagen ausgewiesen. Dennoch sind vielfältige weitere Nutzungen bekannt und konnten im Feld auch während der Untersuchungen belegt werden. Zu nennen sind in diesem Zusammenhang Bade- und Spielstellen, Viehtränken und die Entnahme zur Beregnung von Sonderkulturen. Die höchste Aufnahmewahrscheinlichkeit enthaltener Krankheitserreger besteht nur beim Trinken des Bachwassers. Eine derartige Nutzung des Bachwassers als Trinkwasserressource ist jedoch weder vorgesehen noch wurde sie vor Ort beobachtet. Die akzidentielle orale Aufnahme kann jedoch auch beim Spielen oder Baden im oder am Wasser zustande kommen. Derartige Nutzungen sind ebenfalls nicht vorgesehen (die Swist und ihre Nebengewässer sind keine EU-Badegewässer), können aber gleichwohl während der warmen Jahreszeit an geeigneten Stellen der Gewässer regelmäßig beobachtet werden. Auch über den Verzehr von Lebensmitteln, die mit kontaminiertem Bachwasser in Kontakt gekommen sind oder durch Beregnung bei direkter Entnahme des Wassers aus dem Bachlauf, besteht eine geringe Wahrscheinlichkeit der oralen Aufnahme.

Die Literaturlage zur quantitativen Risikobeurteilung wasser-assoziiertes Infektionen, unter Berücksichtigung der Konzentrationen von Krankheitserregern im Gewässer und den jeweiligen Aktivitäten bzw. Wassernutzungen, ist spärlich (Hijnen et al.,

2005). Deshalb kann aus dem vorliegenden Material für die Swist auch nur eingeschränkt eine quantitative Risikobeurteilung abgeleitet werden.

Es kann jedoch im Sinne einer qualitativen Risikobeurteilung festgestellt werden, dass das Risiko einer Infektion im Zusammenhang mit wassergebundenen Freizeitaktivitäten an der Swist mit Sicherheit nicht Null ist, und dass alle Landnutzungen entlang des Gewässers einen Beitrag zu diesem Risiko leisten, da aus allen Flächen über die verschiedenen Abflusskomponenten Mikroorganismen in das Gewässersystem gelangen.

4.5 Weiterer Forschungsbedarf

Die für die vorliegende Studie entwickelte Methodik der Beprobung des Oberflächen- und Bodenwasserabflusses hat sich bewährt. Allerdings sind Regenereignisse mit ausreichenden Niederschlagsmengen Voraussetzung für die Probennahme. Besonders im Falle der Parasiten erscheinen weiterführende Untersuchungen zur Validierung der hier gewonnenen Ergebnisse wichtig. Auch der Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftungsweisen innerhalb einer Art der Flächennutzung ist bisher nicht untersucht.

Im Sinne eines umfassenden Gesundheitsschutzes sollten anschließend an eine abgesicherte Risikoabschätzung als weitere Schritte ein Risikomanagement und die Risikokommunikation folgen. Im Rahmen des Risikomanagements wird das Risiko evaluiert und, bezogen auf eine allgemeine Betrachtung von Risiken der öffentlichen Gesundheit, kann eine Entscheidung über ein akzeptiertes Gesundheitsrisiko im vorliegenden Fall getroffen werden. Verbesserungsmöglichkeiten zur Reduktion der ereignisbedingten sowie kontinuierlichen Frachteinträge werden untersucht und ggf. werden neue oder modifizierte Kriterien in Richtlinien, Verordnungen oder Gesetzen bestimmt. Die Risikokommunikation umfasst eine transparente Kommunikation zwischen denjenigen, die das Risiko abschätzen, und den letztlich entscheidungsbefugten Risikomanagern. Die breite Öffentlichkeit wird letztlich in geeigneter Weise über die Ergebnisse der Risikoabschätzung und des Risikomanagements informiert.

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie und der vorherigen F&E-Vorhaben (Swist I-III) sind eine gute Datengrundlage, um über die genaue Quantifizierung der Eintragspfade geeignete Maßnahmen zu entwickeln, mit denen der mikrobielle und stoffliche Eintrag ins Gewässer reduziert bzw. verhindert werden kann. Dadurch wird das ge-

sundheitliche Risiko, welches durch Freizeitliche und landwirtschaftliche Nutzung auf Mensch und Tier einwirkt, verringert bzw. minimiert.

Mit Blick auf ein nachhaltiges Gewässermanagement im Sinne der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie und das darin enthaltene Ziel, alle Oberflächengewässer in einen „guten ökologischen Zustand“ zu versetzen, ist es empfehlenswert, die in dieser Studie gewonnenen Kenntnisse über den stofflichen wie mikrobiellen Frachteintrag aus verschiedenen Quellen zu nutzen, geeignete Maßnahmen abzuleiten, die an der Quelle des entsprechenden Eintrags ansetzen und durch Reduktion der Immission den ökologischen Zustand der Gewässer zu verbessern. Eine effiziente Vermeidungsstrategie kann indes nicht universal gelten, sie muss auf die individuell herrschenden Bedingungen in jedem einzelnen Gewässereinzugsgebiet abgestimmt sein. Hier bietet sich die Entwicklung eines modular aufgebauten Systems (Maßnahmenkataloges) an, um zeit- und kosteneffektiv die am Beispiel der Swist gewonnenen Erkenntnisse für die Bewirtschaftung anderer Gewässereinzugsgebiete adaptieren zu können.

In der vorliegende Studie konnte gezeigt werden, dass eine große mikrobielle und stoffliche Fracht über diffuse Abflusskomponenten ins Gewässer eingetragen werden. Allerdings zeigen auch die Ergebnisse der PSM-Analyse, dass mit geeigneten Methoden, der Eintrag an diesen Stoffen gering gehalten werden kann. Daher sollte in weiteren Vorhaben ein Augenmerk auf die Entwicklung von Maßnahmen gelegt werden, um eine Wasserqualität zu erreichen, von der kein Gesundheitsrisiko für Mensch und Tier ausgeht. Von besonderem Vorteil wäre es dabei, wenn diese in eine gemeinsame Strategie zum Rückhalt von Arzneimittelwirkstoffen, PSM und Mikroorganismen eingebettet werden könnten. Der Aufwand zur Vermeidung jeder Belastungsart im Gegensatz zu getrennt voneinander durchzuführenden Maßnahmen ließe sich so optimieren.

5 Zusammenfassung

Im vorliegenden F&E-Vorhaben wurde der mikrobielle und stoffliche Eintrag aus diffusen Eintragungspfaden unter natürlichen Niederschlagsverhältnissen in ein Gewässersystem untersucht. Von ausgewählten Untersuchungsflächen (Acker, Wald, Grünland/Weide und Sonderkultur) wurden die verschiedenen Abflusskomponenten (Oberflächen-, Bodenwasser- und Drainageabfluss) getrennt voneinander aufgefangen und das gewonnene Probengut auf physikalisch-chemische und mikrobiologische Parameter untersucht. Dazu wurde eine innovative und praxistaugliche Beprobungsmethode entwickelt.

Aus einer großen Bandbreite der untersuchten stofflichen Parameter wird in dem vorliegenden Bericht vor allem auf die Nitrat-Stickstoff- und Phosphor-Frachten eingegangen. Dabei wurden die ermittelten Stoffkonzentrationen in den Abflüssen, auf die Frachten des jeweiligen untersuchten Einzugsgebietes umgerechnet. Sowohl die höchste Nitrat-Stickstoff-Fracht als auch die Phosphor-Fracht wurde in den Abflusskomponenten (Nitrat-Stickstoff: 85.657 kg/a und Phosphor: 4.006 kg/a) bei der Ackernutzung nachgewiesen, gefolgt von der Wald-, Weide- und der Sonderkulturnutzung. Bei der Landnutzung Acker war die Nitrat-Stickstoff-Fracht im Bodenwasserabfluss höher als im Oberflächenabfluss. Für Phosphor war es umgekehrt.

Der stoffliche Eintrag in die Gewässer scheint von der Flächennutzung abhängig zu sein. Da die Fracht im Bodenwasserabfluss bis um den Faktor 10 geringer ist als im Oberflächenabfluss, kann eine effiziente Filterwirkung des Bodens angenommen werden. Daher sind u. a. Maßnahmenprogramme wie z.B. Uferrandstreifenprogramm und eine gute fachliche Praxis zur Vermeidung von stofflichen Einträgen sehr wichtig. Allerdings scheinen diese Maßnahmen allein nicht auszureichen, so dass noch andere Maßnahmen entwickelt und ergriffen werden müssen.

Trotz intensiver Pflanzenschutzmittelbehandlung (einmal pro Woche) bei der Sonderkultur (Apfelbaumplantage), konnte in den Monaten von Mai bis Oktober nur einmal im Gewässer Morsbach der Eintrag von Pflanzenschutzmitteln (PSM) nachgewiesen werden. Dieses Ergebnis lässt den Schluss zu, dass geeignete Maßnahmen zur Vermeidung des Eintrages gut umgesetzt worden sind. Durch weitere Untersuchungen können diese Ergebnisse überprüft werden.

Für die mikrobiellen Frachten konnten unterschiedlich hohe Einträge aus verschiedenen genutzten Flächen festgestellt werden. Beispielfähig wurde im Bericht insbesondere auf den Parameter *E. coli* näher eingegangen. Der höchste Eintrag im Untersuchungsgebiet stammt mit $1,26 \cdot 10^{14}$ KBE/Jahr ebenfalls aus Ackerflächen. Dies ist neben den hohen gemessenen Konzentrationen im Oberflächen- und Bodenwasserabfluss auch durch den hohen Flächenanteil unter ackerbaulicher Nutzung bedingt. Im Falle der Grünlandflächen konnte des Weiteren ein klarer Unterschied zwischen extensiver (Mähweide) und intensiver (Viehweide) Nutzung festgestellt werden. Bei der Annahme einer intensivierten Nutzung allen Grünlands im Untersuchungsgebiet steigt der jährliche *E. coli*-Eintrag von Grünlandflächen von $8,47 \cdot 10^{11}$ KBE/Jahr auf $2,04 \cdot 10^{13}$ KBE/Jahr an.

Während der vorliegenden Studie konnte ein massiver mikrobieller und stofflicher Eintrag aus den unterschiedlich genutzten, unbefestigten Flächen ins Gewässer festgestellt werden. Dieser Eintrag sollte auch in den scheinbar unbelasteten Gewässern überwacht werden, da aufgrund der wachsenden Freizeit- und Erholungsnutzung von Fließgewässern und der Novellierung der Badegewässerrichtlinien eine Berücksichtigung der bakteriologisch-hygienischen Wasserqualität bei der Bewirtschaftung von allen Gewässern unumgänglich macht, um das Gesundheitsrisiko von Mensch und Tier möglichst gering zu halten bzw. zu vermeiden. An vielen Probenahmetagen wurden die mikrobiologischen Richt- bzw. Grenzwerte der genannten Richtlinien überschritten. Dies ist besonders vor dem Hintergrund beobachteter Nutzungen (spielende Kinder, Bewässerung) bedenklich.

Eine Bilanzierung der gesamten Frachteinträge im Einzugsgebiet der Swist aus diffusen Quellen wie auch aus Punktquellen unter Zuhilfenahme der Daten aus den Vorgängerprojekten Swist I und II zeigt je nach mikrobiologischem Parameter unterschiedliche Ergebnisse. Der Anteil der diffusen Einträge an der Gesamtbelastung der Swist beträgt demnach zwischen 5 und 74 % und der Anteil der Mischwasserentlastungen zwischen 21 und 88 %, während der Anteil der Kläranlagenabläufe zwischen 1 % und 20 % ausmacht.

6 Literatur

- Atherholt, T. B., LeChevallier, M. W., Norton, W. D. und Rosen, J. S. (1998) In *JAWWA*, Vol. 90, 66-80.
- Bach, M., Huber, A. und Frede, H.-G. (2001) Input pathways and river load of pesticides in Germany- a national scale modeling assessment, *Wat. Sci. Tech.*, **43**, 261-268.
- BMU und UBA (Eds.) (2001) *Aktionshandbuch Nachhaltige Wasserwirtschaft und Lokale Agenda 21*, Berlin/Bonn.
- Borchardt, D. (1992) Wirkungen stoßartiger Belastungen auf ausgewählte Fließgewässerorganismen - Ein Beitrag zur Beurteilung ökologischer Schäden durch Niederschlagseinleitungen, *Wasser, Abwasser, Abfall*, 1-174.
- Borchardt, D., Fischer, J. und Mauch, E. (1998) Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern - Ökologische und wasserwirtschaftliche Folgerungen, *gwf Wasser Abwasser*, **139**, 418-423.
- Dangendorf, F., Herbst, S., Reintjes, R. und Kistemann, T. (2002) Spatial patterns of diarrhoeal illnesses with regard to water supply structures--a GIS analysis, *International journal of hygiene and environmental health*, **205**, 183-91.
- Erftverband (1995), *Gewässerauenprogramm NRW- Swist. Teil I: Wasserewirtschaft und Ökologie. Kurzfassung*,
- Ergebnisbericht Erft: Wasserrahmenrichtlinie in NRW - Bestandsaufnahme*, (2007) <http://www.niederrhein.nrw.de/erft>, vom: 02.07.2007
- Erpenbeck, C. und Mollenhauer, K. (1986) Zur Methodik der Erfassung von Zwischenabfluß an Hängen, *Z. Kulturtechnik u. Flurbereinigung*, **27**, 154-158.
- Europäische Union (2000), 2000/60/EG: *Richtlinie des europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserepolitik*,
- Fehr, R. (1995) Aspekte quantitativer Risikoabschätzung (QRA), *Forum Umweltmedizin NRW*.
- Ferguson, C. M., Davies, C. M., Kaucner, C., Krogh, M., Rodehutsors, J., Deere, D. A. und Ashbolt, N. J. (2007) Field scale quantification of microbial transport from bovine faeces under simulated rainfall, *Journal of Water and Health*, **5**, 83-95.
- Flügel, W.-A. und Schwarz, O. (1983) Oberflächenabfluss und Interflow auf einem Braunerde-Pelosol Standort im Schönbuch; Ergebnisse des Beregnungsversuchs, *Allg. Forst- u. Jagd-Ztg.*, **3**, 59-64.
- Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen (Ed.) (1988) *Geologie am Niederrhein*, Krefeld.
- Glässer, E. (Ed.) (1978) *Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 122/123 Köln- Aachen*, Selbstverlag, Bonn Bad Godesberg.
- Graw, M. und Borchardt, D. (1995) Hygienerelevante Belastungen von Fließgewässern - Bewertung und Sanierungsmöglichkeiten am Beispiel Lahn, *gwf Wasser Abwasser*, **136**, 567-571.

- Haas, C. N. und Rose, J. B. (1995) Developing an action level for *Cryptosporidium*, *JAWWA*, **87**, 81-84.
- Hansen, J. S. und Ongerth, J. E. (1991) Effects of time and watershed characteristics on the concentration of *Cryptosporidium* oocysts in river water, *Appl Environ Microbiol*, **57**, 2790-2795.
- Hardina, C. und Fujioka, R. (1991) Soil, the environmental source of *Escherichia coli* and enterococci in Hawaii's streams, *Environmental Toxicology and Water Quality*, **6**, 185-195.
- Heinonen-Tanski, H. und Uusi-Kamppa, J. (2001) Runoff of faecal microorganisms and nutrients from perennial grass ley after application of slurry and mineral fertiliser, *Wat. Sci. Tech.*, **43**, 143-146.
- Hijnen, W. A. M., Blokker, E. J. M., Smeets, P. W. M. H., Juhász-Holterman, M. H. A., Misere, D. W. J., F., W. und Feij, L. A. C. (2005), *Microbial Risk Assessment of the drinking water production location Roetgen*, KIWA N.V.
- HMSO (1989) *Isolation and identification of Giardia cysts, Cryptosporidium oocysts and free living pathogenic Amoebae in water etc.*, Hrsg., London.
- Hoorstra, E. und Notermans, S. (2001) Quantitative microbiological risk assessment, *International Journal of Food Microbiology*, **66**, 21-29.
- Kao, C. M. und Wu, M. J. (2001) In *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 43 (Eds, Grabow, W. O. K. und Committee, I. P.) IWA, 169.
- Karanis, P. und Seitz, H. (1996) Vorkommen und Verbreitung von *Giardia* und *Cryptosporidium* im Roh- und Trinkwasser von Oberflächenwasserwerken, *gwf Wasser Abwasser*, **137**, 94-99.
- Kinzelman, J., McLellan, S. L., Daniels, A. D., Cashin, S., Singh, A., Gradus, S. und Bagley, R. (2004) Non-point source pollution: determination of replication versus persistence of *Escherichia coli* in surface water and sediments with correlation of levels to readily measurable environmental parameters, *J Water Health*, **2**, 103-14.
- Kistemann, T., Christoffels, E., Koch, C., Claßen, T., Rechenburg, A. und Exner, M. (2004), *Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Regenentlastungen der Mischkanalisation am Beispiel der Swist*, Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn, Erftverband
- Kistemann, T. und Claßen, T. (2003) Guter humanökologischer Zustand des Wassers?, In *Wasser-Raum-Planung*, (Hrsg., Nordrhein-Westfalen, I. f. L.-u. S. d. L.), Dortmund.74-77.
- Kistemann, T., Claßen, T., Koch, C., Dangendorf, F., Fischeder, R., Gebel, J., Vacata, V. und Exner, M. (2002) Microbial Load of Drinking Water Reservoir Tributaries during Extreme Rainfall and Runoff, *Appl Environ Microbiol*, **68**, 2188-2197.
- Kistemann, T., Koch, C., Herbst, S., Rechenburg, A. und Exner, M. (2001) *Untersuchungen zur mikrobiellen Fließgewässerbelastung durch Kläranlagen*, Hrsg., Bonn.
- Landesamt für Datenverarbeitung und Statistik (2006), *Basisdaten für das Land NRW*, <http://www.lids.nrw.de/statistik/datenangebot/daten>, vom: 24.12.2006
- Landesamt für Wasser und Abfall NRW (Ed.) (1991) *Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA, Rd. Erl. d. Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft Nordrhein-Westfalen v. 14.5.1991)*, Düsseldorf.

- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (1997), *Gewässergütebericht 1996. Auswertung des Trendmeßprogramms 1990-1995*, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen,
- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2002), *Gewässergütebericht 2001 Nordrhein-Westfalen. Berichtszeitraum 1995-2000*, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen
- Landwirtschaftskammer Rheinland (1998) *Landwirtschaftlicher Fachbeitrag zum Swistauenkonzept*, Hrsg.: Landwirtschaftskammer Rheinland, Bonn.
- LeChevallier, M. W., Norton, W. D. und Lee, R. G. (1991) Occurrence of *Giardia* and *Cryptosporidium* spp. in surface water supplies, *Appl Environ Microbiol*, **57**, 2610-2616.
- Liljaniemi, P., Vuori, K. M., Tossavainen, T., Kotanen, J., Haapanen, M., Lepisto, A. und Kenttamies, K. (2003) Effectiveness of constructed overland flow areas in decreasing diffuse pollution from forest drainages, *Environ Manage*, **32**, 602-13.
- Macgill, S., Fewtrell, L., Chudley, J. und Kay, D. (2001) Quality audit and the assessment of waterborne risk, In *Water Quality: Guidelines, Standards and Health*, (Eds, Fewtrell, L. und Bartram, J.), London.
- MacKenzie, W. R., Hoxie, N. J., Proctor, M. E., Gradus, M. S., Blair, K. A., Peterson, D. E., Kazmierczak, J. J., Addiss, D. G., Fox, K. R., Rose, J. B. und Davis, J. P. (1994) A massive outbreak in Milwaukee of *Cryptosporidium* infection transmitted through the public water supply, *New Engl. J. Med.*, **331**, 161-167.
- Mang, J., Geffers, K. und Borchardt, D. (1998) Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern - Fallbeispiel Lahn bei Limburg (Hessen) - ein staureguliertes Fließgewässer 2. Ordnung, *gwf Wasser Abwasser*, **139**, 408-417.
- Matz, C., Bergfeld, T., Rice, S. A. und Kjelleberg, S. (2004) Microcolonies, quorum sensing and cytotoxicity determine the survival of *Pseudomonas aeruginosa* biofilms exposed to protozoan grazing, *Environ Microbiology*, **6**, 218-226.
- Medema, G. J., Asperen, I. A. v. und Havelaar, A. H. (1997a) Assessment of the Exposure of Swimmers to Microbiological Contaminants in Fresh Waters, *Water Science and Technology*, **35**, 157-163.
- Medema, G. J., Bahar, M. und Schets, F. M. (1997b) Survival of *Cryptosporidium parvum*, *Escherichia coli*, faecal enterococci and *Clostridium perfringens* in river water: influence of temperature and autochthonous microorganisms, *Water Science and Technology*, **35**, 249-252.
- Medema, G. J., Schets, F. M., Teunis, P. F. M. und Havelaar, A. H. (1998) Sedimentation of free and attached *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in water, *Appl. Env. Microbiol.*, **64**, 4460-4466.
- Muirhead, R. W., Collins, R. P. und Bremer, P. J. (2006) The association of *E. coli* and soil particles in overland flow, *Water Science Technology*, **54**, 153-9.
- Novotny, V., Clark, D., Griffin, R. J. und Booth, D. (2001) Risk based urban watershed management under conflicting objectives, *Wat. Sci. Tech.*, **43**, 69-78.
- Obiri-Danso, K. und Jones, K. (1999) Distribution and seasonality of microbial indicators and thermophilic campylobacters in two freshwater bathing sites on the River Lune in northwest England, *Journal of applied microbiology*, **87**, 822-32.

- Petts, G. (2001) Sustaining our rivers in crisis: setting the international agenda for action, *Wat. Sci. Tech.*, **43**, 3-16.
- Popp, W. (1998) Mikrobiologische Bewertung von Fließgewässern, *Münchener Beiträge zur Abwasser*, **51**, 475-489.
- Prüss, A. (1998) Review of epidemiological studies on health effects from exposure to recreational water, *International Journal of Epidemiology*, **27**, 1-9.
- Regli, S., Rose, J. B., Haas, C. N. und Gerba, C. P. (1991) Modeling the risk from Giardia and viruses in drinking water, *Journal AWWA*, **83**, 76-84.
- Riegler, E. (2002) Beeinflussung der bakteriologischen Wasserqualität der Isar durch Regenentlastungen, *Mitglieder-Rundbrief ATV-DVWK Landesverband Bayern*, 40-41.
- Ritter, L., Solomon, K., Sibley, P., Hall, K., Keen, P., Mattu, G. und Linton, B. (2002) Sources, pathways, and relative risks of contaminants in surface water and groundwater: a perspective prepared for the Walkerton inquiry, *J Toxicol Environ Health A*, **65**, 1-142.
- Robertson, L. J. und Gjerde, B. (2001) Occurrence of parasites on fruits and vegetables in Norway, *J Food Prot*, **64**, 1793-8.
- Röske, I. und Uhlmann, D. (2005) *Biologie der Wasser- und Abwasserbehandlung*, Hrsg.: Verlag Eugen Ulmer.
- Scheffer, F. und Schachtschabel, P. (1984) *Lehrbuch der Bodenkunde*, Hrsg.: Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- Tillett, H. E., Sellwood, J., Lightfoot, N. F., Boyd, P. und Eaton, S. (2001) Correlations between microbial parameters from water samples: expectations and reality, *Wat. Sci. Tech.*, **43**, 19-22.
- Trask, J. R., Kalita, P. K., Kuhlenschmidt, M. S., Smith, R. D. und Funk, T. L. (2004) Overland and Near-Surface Transport of *Cryptosporidium parvum* from Vegetated and Nonvegetated Surfaces, in *J. Environ. Qual.*, **33**, 984–993.
- UN (1999) *Protocol on water and health to the 1992 convention on the protection and use of transboundary watercourses and international lakes*, <http://www.unece.org/env/documents/2000/wat/mp.wat.2000.1.e.pdf>, vom: 01.12.2003
- Weber, A. (1987) Über mögliche Infektionsgefahren beim Freizeitsport Baden und Schwimmen, *Öffentliches Gesundheitswesen*, **49**, 171-175.
- WHO (Ed.) (1989) *Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture*, Genf.
- WHO (Ed.) (1999) *Health-Based Monitoring of Recreational Waters: The Feasibility of a new Approach (the 'Annapolis Protocol')*, Genf.
- WHO (Ed.) (2004) *Guidelines for drinking-water quality, 3rd edition*, Genf.

7 Anhang

Die Daten des Anhangs befinden sich auf der beigefügten CD.

1. Gewässersteckbrief Swist
2. Einzugsgebietskartierung – Kartierbogen Acker
3. Einzugsgebietskartierung – Kartierbogen Grünland
4. Einzugsgebietskartierung – Kartierbogen Sonderkultur
5. Einzugsgebietskartierung – Kartierbogen Teichanlage
6. Einzugsgebietskartierung – Kartierbogen Wald
7. Einzugsgebietskartierung – Kartierbogen Relief und Böden
8. Einzugsgebietskartierung – Kartierbogen Potenzielle Einzugsgebietsbelastung
9. Kartierbogen - Probenahmestellen
10. Kartierbogen - Einleitungsstellen
11. Tabelle A1: Korrelation der chemischen Parameter mit Landnutzung und Abflussart
12. Tabelle A2: Korrelation der Vor-Ort-Parameter mit den untersuchten chemischen Parametern (Auszug)
13. Karte A1: Erosions- und Verschlammungsgefährdung im Einzugsgebiet der Probenahmestellen
14. Karte A2: Biotopverbundflächen im Einzugsgebiet der Probenahmestellen
15. Datenanhang der Probenahmeergebnisse