



LfL

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

Landwirtschaft und Gewässerschutz Möglichkeiten - Grenzen - Kosten

7. Kulturlandschaftstag



Schriftenreihe

ISSN 1611-4159

1
2009

Impressum:

Herausgeber: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL)
Vöttinger Straße 38, 85354 Freising-Weihenstephan
Internet: <http://www.LfL.bayern.de>

Redaktion: Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz
Lange Point 12, 85354 Freising-Weihenstephan
E-Mail: Agraroeekologie@LfL.bayern.de
Tel.: 08161/71-3640

1. Auflage Februar / 2009

Druck: ES-Druck, Freising

Schutzgebühr: 15.-- €

© LfL



LfL

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

Landwirtschaft und Gewässerschutz

Möglichkeiten - Grenzen - Kosten

7. Kulturlandschaftstag
am 18.02.2009
in Freising-Weißenstephan

Tagungsband

Inhaltsverzeichnis		Seite
1	Einführung	9
2	Projekt „Saubere Seen“ - Phosphorausträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen	13
2.1	Zusammenfassung	13
2.2	Einleitung und Problemstellung	14
2.3	Material und Methoden	14
2.3.1	Messstellen, Probenahmetechnik und Analytik	14
2.3.2	Ermittlung der Wassereinzugsgebiete sowie Daten zur Flächennutzung	16
2.3.3	Berechnung der P-Frachten für die verschiedenen Herkunftsbereiche	16
2.4	Ergebnisse	16
2.4.1	Gesamteinzugsgebiet Eixendorfer Stausee	16
2.4.1.1	Flächennutzung und Viehbesatz.....	16
2.4.1.2	Analyse der P-Frachten	17
2.4.2	P-Austräge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in den TEZG	20
2.4.3	Maßnahmen zur Reduzierung der P-Austräge aus den landwirtschaftlichen Nutzflächen.....	22
2.4.3.1	Erosionsschutz.....	22
2.4.3.2	Düngemanagement.....	23
2.4.3.3	Vermeidung von Direkteinträgen, Schaffung bzw. Erhaltung von Pufferbereichen und Retentionsräumen.....	26
2.5	Schlussfolgerung	28
2.6	Danksagung	28
2.7	Literatur	29
3	Projekt „Saubere Seen“ - Phosphoraustrag aus Grünlandflächen nach Starkregen	31
3.1	Zusammenfassung	31
3.2	Beregnungsversuche auf drainiertem Grünland	32
3.2.1	Einleitung	32
3.2.2	Material und Methoden	32
3.2.3	Ergebnisse und Diskussion.....	35
3.2.4	Fazit und Ausblick	39
3.3	Beregnungsversuche auf hängigem Grünland mit und ohne Randstreifen	40
3.3.1	Einleitung	40
3.3.2	Material und Methoden	40
3.3.3	Ergebnisse und Diskussion.....	43

3.3.4	Fazit zu Randstreifen.....	47
3.4	Danksagung.....	47
3.5	Literaturverzeichnis.....	48
4	Auswirkungen der verminderten Frachten auf die Gewässergüte.....	49
4.1	Einleitung	49
4.2	Abschätzung der Nährstoffeinträge.....	49
4.3	Langjährige Entwicklung der Nährstoffeinträge.....	51
4.3.1	Stickstoff	51
4.3.2	Phosphor.....	53
4.4	Herkunft der Nährstoffeinträge in Bayern.....	56
4.5	Bewertung und Anforderungen nach der europäischen Wasserrahmenrichtlinie.....	60
4.6	Schlussfolgerungen	63
4.7	Literatur.....	64
5	Senkung der Nitratbelastung durch die neue Sensortechnik?.....	65
5.1	Zusammenfassung.....	65
5.2	Zielstellung	66
5.3	Stand der Sensortechnik	66
5.4	Eichung des N-Sensors an Exaktversuchen (Versuchsserie 2001-2005).....	68
5.5	Vergleich N-Sensor mit verschiedenen Düngesystemen (Versuchsserie 2006-2008)	70
5.6	Versuchsergebnisse	71
5.7	Schlussfolgerungen	74
6	Ausgleichszahlungen in Wasserschutzgebieten.....	75
6.1	Einleitung	75
6.2	Kalkulationsgrundlagen	75
6.3	Ausgleichsmaßnahmen.....	76
6.3.1	Ausbringverbot von Wirtschaftsdüngern	76
6.3.2	Anbauverbot für bestimmte Kulturen	78
6.3.3	Gebot der ganzjährigen Bodenbedeckung durch Anbau von Zwischenfrüchten	80
6.3.4	Umwandlung von Ackerflächen in Grünland	81
6.4	Zusammenfassung.....	81
7	Erfolgreiche Wasserschutzgebietsberatung im Landkreis Starnberg	83
7.1	Zusammenfassung.....	83
7.2	Entstehung der Wasserschutzgebietsberatung im Landkreis Starnberg.....	83

7.3	Landwirtschaft in den Maßnahmengebieten	84
7.4	Beratungskonzept	85
7.5	Ergebnisse	86
7.5.1	Mais	86
7.5.2	Weizen.....	87
7.5.3	Raps	88
7.5.4	Zwischenfrüchte	89
7.5.5	Weitere Ackerkulturen und Grünland	90
7.6	Entwicklung der Nitratwerte im Grundwasser	91
7.7	Diskussion	92
7.8	Fazit.....	93
7.9	Literaturverzeichnis.....	94
8	Pilotprojekt Unterer Main zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie	95
8.1	Zusammenfassung	95
8.2	Der IST-Zustand des Grundwasserkörpers „Unterer Main IVA1“	95
8.2.1	Naturräumliche Gegebenheiten	95
8.2.1.1	Hydrogeologie und Grundwasserleiter.....	95
8.2.1.2	Grundwasserneubildung	96
8.2.1.3	Landnutzung und Viehhaltung im Grundwasserkörper „Unterer Main IVA1“	96
8.2.2	Nitratbelastung des Grundwassers / Immissionsituation	97
8.2.2.1	Ergebnis der Bestandsaufnahme 2004 nach WRRL	97
8.2.2.2	Nitratmesswerte.....	98
8.2.3	Haupteinträge von Nitrat ins Grundwasser	98
8.2.4	Abschätzung der Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft.....	98
8.2.4.1	Ermittlung der Anbausituation	98
8.2.4.2	Fortschreibung der Anbauverhältnisse für das Zieljahr 2015 (Baseline- Szenario).....	99
8.2.4.3	Erstellung einer N-Bilanz.....	100
8.3	Parameter zum Vergleich von landwirtschaftlichem Anbau bezüglich der Nitrat-Auswaschungsgefährdung	101
8.4	Umsetzung grundlegender Maßnahmen - Vergleich des vorgefundenen Düngemanagements mit der guten fachlichen Praxis nach der Düngeverordnung.....	101
8.5	Auswahl und Beurteilung von möglichen ergänzenden Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen	102

8.5.1	Uneingeschränkt empfohlene Maßnahmen	102
8.5.2	Eingeschränkt empfohlene Maßnahmen	102
8.5.3	Folgende Maßnahmen führten bereits in Wassereinzugsgebieten im unterfränkischen Muschelkalkgebiet zu messbaren Verminderungen im Nitratgehalt des geförderten Trinkwassers.....	103
8.5.4	Erste Kostenvorschätzung	103
9	Grundlegende und ergänzende Maßnahmen der Wasserrahmenrichtlinie	105
9.1	Einleitung	105
9.2	Grundlegende Maßnahmen	105
9.2.1	Einfluss der grundlegenden Maßnahmen auf landwirtschaftliche Parameter.....	105
9.2.2	Einfluss der grundlegenden Maßnahmen auf die Gewässerqualität	108
9.3	Ergänzende Maßnahmen	111
9.3.1	Oberflächengewässer.....	114
9.3.2	Grundwasser.....	114
9.4	Fazit.....	118
9.5	Literaturverzeichnis.....	118
10	Adressenverzeichnis der Referenten	119

1 Einführung

Rudolf Rippel

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie,
Ökologischen Landbau und Bodenschutz

Der Lebensraum des Menschen ist die Kulturlandschaft. Leben bedeutet für den Menschen, in seine Umwelt einzugreifen. Die Natur wird damit zur Kulturlandschaft. Sie ist damit Ausdruck und Spiegelbild der Beziehung des Menschen zu seiner Umwelt.

Es ist für die Menschen wichtig, dass die Kulturlandschaft auch in Zukunft ihre Funktionen erfüllen kann. Dazu gehört, dass die grundlegenden Bedürfnisse des Menschen nach gesunden Nahrungsmitteln, sauberem Wasser, reiner Luft, geeigneten Rohstoffen und Energieträgern sowie ausreichend Raum für Freizeit und Erholung zufrieden gestellt werden können. Bei der Verfolgung dieser Ziele können sich allerdings Zielkonflikte ergeben. Was der Produktion von Nahrungsmitteln dienlich ist, kann für die Gewinnung sauberen Wassers von der gleichen Fläche hinderlich sein.

Etwa die Hälfte der Fläche Bayerns wird landwirtschaftlich genutzt. Damit kommt dem Landwirt eine besondere Verantwortung bei seiner Tätigkeit zu. Es ist eine der wesentlichen Aufgaben des Instituts für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz, die Wechselwirkungen zwischen Landwirtschaft und Umwelt zu erforschen und praxisgerechte Maßnahmen zu entwickeln, die eine leistungsfähige Landwirtschaft in einer funktionsstüchtigen Kulturlandschaft ermöglichen.

Der in der Regel jährlich stattfindende Kulturlandschaftstag bietet hierfür ein Diskussionsforum. Für das heuer ausgewählte Thema „Landwirtschaft und Gewässerschutz“ sprechen eine Reihe guter Gründe.

Wasser ist lebenswichtig. Die Reinhaltung aller Oberflächengewässer sowie des Grund- und Trinkwassers nimmt einen hohen Stellenwert im öffentlichen Interesse ein. Gewässerschutz ist die Aufgabe vieler, der Landwirtschaft kommt bei der Vermeidung des Eintrags von Nährstoffen eine wichtige Funktion zu. Gefragt sind dabei praktikable und wirkungsvolle Lösungen. Daraus ergibt sich eine Vielzahl an Herausforderungen für die Landwirte, für Forschung, Verwaltung, Beratung und Politik. Dies trifft auch für die Umsetzung der Ziele der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zu. Welche Konzepte für den Gewässerschutz gibt es derzeit, wie viel kosten sie und wo müssen wir Grenzen erkennen? Diese und weitere Fragen zum Thema „Landwirtschaft und Gewässerschutz“ will die Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft bei ihrem 7. Kulturlandschaftstag beantworten. Wir können hierzu auf eine lange Reihe von Aktivitäten zurück greifen, von denen nur einige beispielhaft genannt seien.

Grundwasserschutz

- **Forschungsprojekt „Modellgebiete für eine grundwasserschonende Landbewirtschaftung“**

Im Jahr 1992 wurde vom Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten beschlossen, in Zusammenarbeit mit dem damaligen Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz ein Konzept zur grundwasser-

schonenden Landbewirtschaftung zu erarbeiten und in der Praxis zu erproben. Ziel des Forschungsauftrags war, in sieben ausgewählten Modellgebieten zu prüfen, inwieweit Düngung nach guter fachlicher Praxis und Extensivierungsmaßnahmen den Nitratgehalt im Grund- und Trinkwasser beeinflussen. Eine wichtige Erkenntnis aus dem Projekt war, dass der erfolgreich ist, der standortangepasste Maßnahmen mit Hilfe einer guten Beratung umgesetzt (siehe LfL-Schriftenreihe 10/2004).

- **Düngesystem Stickstoff (DSN)**

Mit dem am Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz entwickelten und auf der N_{\min} -Untersuchung basierenden Düngeberatungssystem Stickstoff steht allen Landwirten und Beratern ein gutes Instrument zur Optimierung der N-Düngung für alle wesentlichen Fruchtarten zur Verfügung.

- **Untersuchungen zur Belastung des Sickerwassers mit Nitrat und Phosphor**

Die bayerische Landesanstalt misst seit etwa 30 Jahren an den Standorten Puch und Kempten mit Hilfe von zwei Saugkerzenanlagen die Belastung des Sickerwassers mit Nitrat und Phosphor bei unterschiedlicher Acker- und Grünlandnutzung. Aus den Ergebnissen werden konkrete und wissenschaftlich fundierte Hinweis für eine gewässerschonende Bewirtschaftung abgeleitet, z. B. zu Zwischenfruchtanbau, Mulchsaat, Bodenbearbeitung, Nutzungsart, Nutzungsintensität und zu Düngestrategien.

Schutz der Oberflächengewässer

- **Forschungsprojekt „Saubere Seen“**

Das Problem zu hoher P-Einträge in Oberflächengewässer ist zum Einen durch die Reduzierung der Einträge aus Siedlung (Bau bzw. Ausbau von Kläranlagen) und zum Anderen durch eine Verringerung der diffusen Nährstoffeinträge aus landwirtschaftlichen Nutzflächen zu lösen. Zielsetzung des INTERREG-III-A-Forschungsprojektes „Saubere Seen“ war es, im Einzugsgebiet der Stauseen Eixendorfer See und Drachensee, die in den oberpfälzischen Landkreisen Cham und Schwandorf liegen, den Phosphoreintrag zu quantifizieren, Erkenntnisse über die Ursachen und Wege des Phosphoreintrags zu gewinnen, geeignete Maßnahmen zur Verringerung der P-Belastung abzuleiten und in der Praxis umzusetzen. Für die gesamte bayerisch-tschechische Region – und darüber hinaus für ähnlich strukturierte Einzugsgebiete – hat dieses Projekt auch deshalb Bedeutung, weil hier neben dem Fremdenverkehr wesentliche Einkommensalternativen fehlen.

Aus diesem Projekt werden in den ersten zwei Beiträgen der heutigen Tagung die wesentlichen Ergebnisse vorgestellt.

- **Forschungsprojekt „Nachhaltige Landwirtschaft in der euRegionalen Seenlandschaft“**

Für die reizvolle und touristisch sehr attraktive Seenlandschaft der Regionen Waginger-Tachinger See sowie Irrsee-Mondsee im bayerisch-österreichischen Grenzgebiet ist eine gute Gewässerqualität wesentliche Voraussetzung für ihre Attraktivität. Allerdings sind Anstrengungen notwendig, um die zum Teil zu hohen Phosphorbelastungen der Oberflä-

chengewässer zu minimieren. Die P-Belastung kommt zu einem erheblichen Teil aus diffusen Einträge, d. h. aus der Landwirtschaft. Dies trifft vor allem für den Einzugsbereich des Waginger-Tachinger Sees zu. Insbesondere der Teilbereich des Waginger Sees zeigt eine erhöhte Nährstoffbelastung und lässt derzeit die Zielsetzung eines „guten Zustands des Wasserkörpers“ im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) bis zum Jahr 2015 nicht erwarten.

Für den Teilbereich Landwirtschaft schlossen sich in dem INTGERREG IIIA-Projekt „SeenLandWirtschaft“ die 3 Bundesländer Bayern, Salzburg und Oberösterreich zusammen und erarbeiteten Maßnahmen, die den gestellten Anforderungen unter Berücksichtigung der topografischen und betrieblichen Gegebenheiten Rechnung tragen.

Einen wesentlichen Beitrag des Instituts für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz bildete die Auswertung von Daten aus insgesamt 278 freiwillig teilnehmenden landwirtschaftlichen Betrieben hinsichtlich P-Input und P-Output, P-Versorgung der Böden und weiterer betrieblicher Gegebenheiten. Darauf aufbauend wurden Empfehlungen erarbeitet, die in Zukunft eine Verminderung der P-Belastung für die Seen in der genannten Region erwarten lassen.

Einen weiteren Schwerpunkt bildeten Erhebungen zur Umsetzung extensiver Landbewirtschaftung und der hierzu in Anspruch genommenen staatlichen Extensivierungsprogramme (Bayerischen Kulturlandschaftsprogramm, Bayerisches Vertragsnaturschutzprogramm, Österreichisches Programm für Umwelt und Landwirtschaft). Es konnten wichtige Ergebnisse für die weitere Vermeidung diffuser P-Belastungen in der Region abgeleitet werden.

- **Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie**

Mit der seit 2000 geltenden EU-WRRL soll europaweit das Wasser einheitlich auf hohem Niveau geschützt werden. Flüsse, Seen und Grundwasser sollen bis zum Jahr 2015 in einem guten Zustand sein. Aufbauend auf der 2005 abgeschlossenen Bestandsaufnahme und der seit 2007 nach neuem Konzept erfolgenden Gewässerüberwachung werden hierzu noch heuer für alle europäischen Flussgebiete abgestimmte Bewirtschaftungspläne erstellt. Die darin enthaltenen Maßnahmenprogramme sollen bis 2012 umgesetzt und alle 6 Jahre auf ihre Wirksamkeit überprüft und aktualisiert werden.

Bereits Ende 2005 wurde in Zusammenarbeit zwischen LfL und dem Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) ein Maßnahmenkatalog „Gewässerschonende Landbewirtschaftung“ erarbeitet. Er enthält eine Sammlung von 58 möglichen Maßnahmen der Landwirtschaft, die zum Schutz des Wassers vor Nährstoff-, Boden- und Pflanzenschutzmitteleintrag angewandt werden können.

2008 wurden von der Landwirtschaftsverwaltung die grundsätzlichen (LfL) und die ergänzenden Maßnahmen (Sachgebiete „Agrarökologie und Boden“ der Ämter für Landwirtschaft und Forsten) für die Landwirtschaft erarbeitet. Sie sind Bestandteile der Bewirtschaftungspläne, deren Entwürfe derzeit einer öffentlichen Anhörung unterliegen.

- **Erosionsschutz = Gewässerschutz**

Der Schutz vor Bodenerosion hat wesentlichen Anteil am Schutzes der Oberflächengewässer. Erosionsschutz wirkt durch verstärkte Abdeckung des Bodens, durch Stabilisierung der Bodenteilchen oder durch Reduzierung des oberflächlich abfließenden Wassers.

Alle Maßnahmen vermindern auch den Eintrag von Bodenteilchen in Oberflächengewässer, insbesondere letztere auch die von gelösten Stoffen aus dem Boden.

Das Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz hat in Versuchen geeignete Methoden der Bodenbearbeitung und Saatbettbereitung untersucht und nachgewiesen, dass die effizienteste Methode für den Erosionsschutz, die Mulchsaat, ohne Mindererträge durchgeführt werden kann. Für Verfahren der Flurneuordnung werden Erosionsgefährdungskarten zur Optimierung der neuen Flurstücke sowie des Wege- und Gewässernetzes hinsichtlich Erosionsschutz erarbeitet und zur Verfügung gestellt. Durch Fördermaßnahmen im Bayerischen Kulturlandschaftsprogramm wird der jährliche Bodenabtrag in Bayern um durchschnittlich etwa 0,74 t/ha oder 20 % reduziert. Auch diese Maßnahmen vermindern letztlich den Eintrag von festen und gelösten Stoffen in die Oberflächengewässer.

Der Schutz des Wassers muss das Anliegen aller sein. Mit dem 7. Kulturlandschaftstag des Instituts für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz soll hierzu ein Beitrag geleistet werden.

2 Projekt „Saubere Seen“ - Phosphorausträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen

Sven Raschbacher und Dr. Michael Diepolder

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie,
Ökologischen Landbau und Bodenschutz

2.1 Zusammenfassung

Zielsetzung des Forschungsprojektes „Saubere Seen“ war es, im Einzugsgebiet von zwei Stauseen, die in den Landkreisen Cham (Drachensee) und Schwandorf (Eixendorfer Stausee) liegen, den Phosphoreintrag zu quantifizieren sowie Erkenntnisse über die Ursachen und Wege des Phosphoreintrags zu gewinnen. Ausgehend davon sollten Maßnahmen zur Verringerung der P-Belastung abgeleitet, in der Praxis umgesetzt und in Hinblick auf ihre Übertragbarkeit auf andere Gebiete geprüft werden.

Einen Schwerpunkt der Untersuchungen bildeten langjährige kontinuierliche Messreihen am Fluss Schwarzach, aus denen die P-Belastung aus dem Gesamteinzugsgebiet des Eixendorfer Stausees bestimmt wurde sowie Messreihen bei vier ausgewählten Teileinzugsgebieten des Eixendorfer Stausees mit unterschiedlicher Flächennutzung.

Mit einer Jahresfracht von 21,5 t Gesamt-Phosphor (TP) aus dem Gesamteinzugsgebiet liegt der P-Eintrag in den Eixendorfer See um fast das 2,5-fache höher als der für eine erfolgreiche Sanierung des Sees ausgewiesene maximale jährliche P-Eintrag von 8,8 t.

Der P-Austrag aus den landwirtschaftlichen Nutzflächen entsprach 50 % der gesamten P-Fracht in den See. Der Anteil des aus Siedlungs- und Verkehrsflächen stammenden P-Eintrags betrug 43 %. Daher sind Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität sowohl in einer Reduzierung der P-Einträge aus dem kommunalen Bereich als auch in einer Minderung der flächengebundenen Belastung aus der Landwirtschaft zu sehen. Da im Gesamteinzugsgebiet am P-Austrag aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen die Erosion mit schätzungsweise 60 % den Hauptbestandteil bildete, jedoch vertikale P-Verluste aus der Bodenmatrix mit knapp 40 % ebenfalls beträchtlich waren, stellen beide Pfade Ansatzpunkte für Verbesserungen im produktionstechnischen Bereich dar, um die aus der Landwirtschaft stammende P-Fracht in den See zu minimieren. Der Oberflächenabfluss von Grünlandflächen spielte eine untergeordnete Rolle.

Hohe monatliche P-Frachten traten in allen Einzugsgebieten meist in Verbindung mit hohen monatlichen Abflussraten vor allem im Winterhalbjahr auf. Extrema der TP-Konzentration lagen dagegen im Hochsommer.

Die durchschnittlichen jährlichen P-Frachten aus den landwirtschaftlichen Nutzflächen bewegten sich in den vier Teileinzugsgebieten in einer Spannweite von 0,20 bis 0,64 kg TP/ha und Jahr. Die Obergrenze wurde dabei bei demjenigen Teileinzugsgebiet mit dem höchsten Anteil (76 %) an Ackerflächen - welche zudem überwiegend mittel bis stark erosionsgefährdet waren - ermittelt. Dagegen bildete das Teileinzugsgebiet mit dem höchsten Grünlandanteil (70 % der LN) und dem geringsten Viehbesatz die Untergrenze.

Möglichkeiten zur Minderung des P-Eintrages werden vorzugsweise in einer Reduzierung der Bodenerosion durch eine möglichst ganzjährige Bodenbedeckung hängiger Ackerflächen (Zwischenfruchtanbau, Winterbegrünung, Mulch- oder Direktsaat) sowie in einem Abbau des P-Gehalts der häufig mit Phosphor übertersorgten Ackerflächen (verbessertes Gülle- und Mineraldüngermanagement) gesehen.

Durch eine engagierte Beratungsarbeit vor Ort gelang es, in der landwirtschaftlichen Praxis wichtige gewässerschonende Maßnahmen zu etablieren und auszuweiten. So stieg der Anteil an Maisflächen mit Mulchsaat/Winterbegrünung und die Teilnahme an weiteren KULAP-Maßnahmen für gewässersensible Bereiche in den Einzugsgebieten während der Projektlaufzeit deutlich an. Weiterhin deutete sich beim Hoftorsaldo eine Senkung der positiven P-Salden an.

2.2 Einleitung und Problemstellung

Zielsetzung des INTERREG-III-A-Forschungsprojektes „*Saubere Seen*“ war es, im Einzugsgebiet von zwei Stauseen, die in den Landkreisen Cham (Drachensee) und Schwandorf (Eixendorfer Stausee) liegen, den Phosphoreintrag zu quantifizieren sowie Erkenntnisse über die Ursachen und Wege des Phosphoreintrags zu gewinnen. Ausgehend davon sollten Maßnahmen zur Verringerung der P-Belastung abgeleitet, in der Praxis umgesetzt und in Hinblick auf ihre Übertragbarkeit auf andere Gebiete geprüft werden.

Der folgende Beitrag stellt Teilergebnisse des Forschungsprojektes vor. Es wird vor allem auf Ergebnisse aus dem Einzugsgebiet des Eixendorfer Stausees eingegangen, da aus diesem Gebiet aufgrund eines Vorgängerprojekts längere Messreihen (1999-2004) als am Drachensee vorliegen. Der vollständige Abschlussbericht kann im Internet heruntergeladen werden (www.lfl.bayern.de/iab/duengung/; siehe unter Rubrik Düngung und Umwelt – Gewässerschutz).

Der Eixendorfer Stausee ist ein künstlicher Aufstau des Flusses Schwarzach in einem Talbecken auf ca. 6,2 km Länge zwischen den Ortschaften Rötzing und Neunburg vorm Wald in der Oberpfalz. Mitentscheidend für die oft schlechte Qualität des Wassers ist die Tatsache, dass der Eixendorfer See ein im Vergleich zu natürlichen Seen sehr großes Einzugsgebiet besitzt. Mit einer Ausdehnung von 410 km² ist dieses rund 400 mal größer als seine Wasseroberfläche. Die Schwarzach entwässert eine Mittelgebirgslandschaft mit steilen Waldhängen und z. T. intensiv genutzten Hochflächen. Seit über fünfzehn Jahren häufen sich die Beschwerden über eine Verschlechterung der Wassergüte. Zudem kam es aufgrund des Einstaus zu einer ungünstigen Entwicklung des Artenspektrums bei Tieren und Pflanzen. Als Folge von Nährstoffeinträgen hat der See eine polytrophe Zustandstufe erreicht. Dadurch beeinträchtigen Algenblüten die Biozönosen (Lebensgemeinschaften) des Sees und dessen Nutzung durch Badebetrieb, sonstige wassergebundene Freizeitbetätigungen und Fischerei.

2.3 Material und Methoden

2.3.1 Messstellen, Probenahmetechnik und Analytik

Zur Erfassung der Nährstoffeinträge in die Gewässer wurden verschiedene Messstellen (siehe Abbildung 1) eingerichtet.

Um einen möglichst genauen Überblick über die verschiedenen Frachtanteile (punktuell, diffus) zu erhalten, wurden an den beiden Seezuläufen Messstellen eingerichtet, die die Nährstoffeinträge aus den jeweiligen Gesamteinzugsgebieten (GEZG) erfassen. Zudem wurden in vier unterschiedlich großen (43 ha bis 289 ha) Teileinzugsgebieten (TEZG) mit unterschiedlichen Flächenanteilen an Acker-, Grünland-, Wald und Siedlungsflächen, unterschiedlicher Erosionsgefährdung der Ackerflächen sowie unterschiedlicher Grad der

Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion (Viehichte, Anteil dränerter Flächen) Messstellen installiert.

An diesen Hauptmessstellen wurden die Nährstoffeinträge sowohl qualitativ als auch quantitativ erfasst, d. h. es wurde zum Einen die Abflussmenge und zum Anderen die P-Konzentration in den Fließgewässern bestimmt. Zur kontinuierlichen Probenahme an den Hauptmessstellen wurden automatische Probennehmer eingesetzt, die mit einem Einperlmodul versehen waren, welches die Pegelhöhe misst und diese in Intervallen von 15 Min. abspeichert. Aus den Pegelhöhen wurde der Durchfluss über Formeln für geeichte V-Wehre, welche in den Teileinzugsgebieten verwendet wurden, errechnet. Für die beiden Messstellen an den Seezuläufen wurde der Durchfluss anhand einer gemessenen Pegel-Abfluss-Kurve ermittelt.

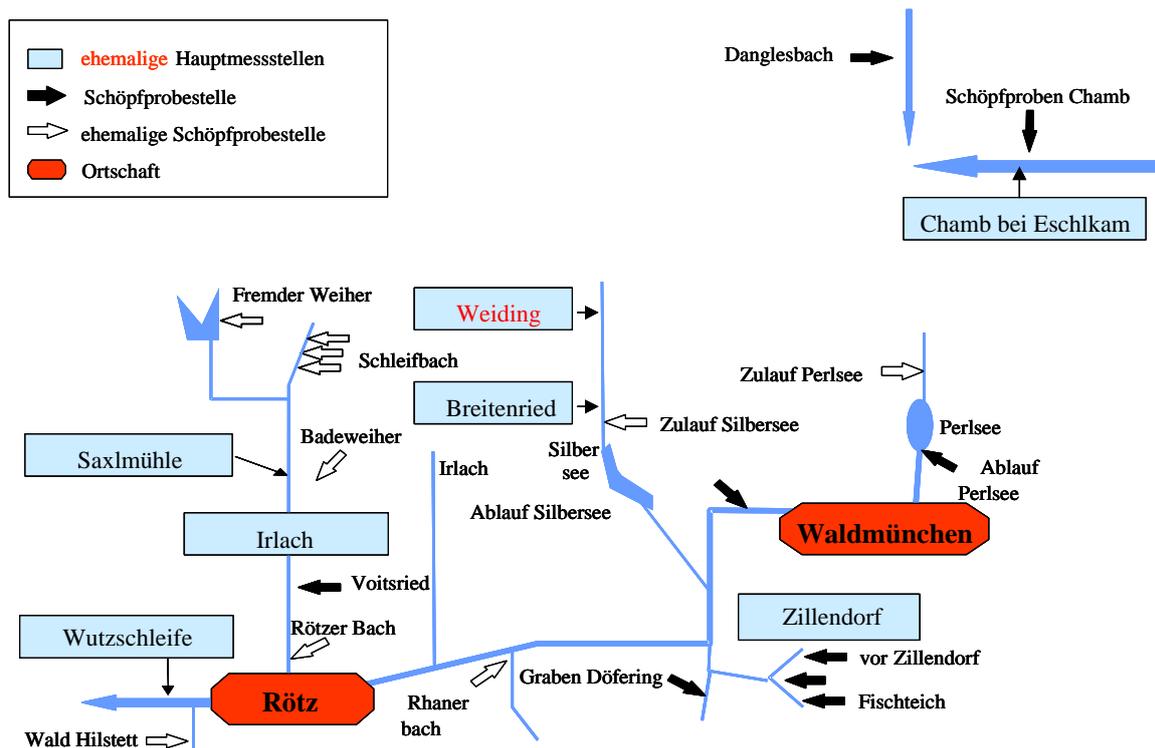


Abb. 1: Hauptmessstellen und Schöpfprobenahmestellen

Neben den Hauptmessstellen wurden durch Schöpfprobenahmestellen in den Einzugsgebieten weitere Werte über P-Konzentrationen erhoben. Damit sollten Fragen bezüglich des Siedlungseinflusses, des P-Austrags aus Waldflächen sowie zu methodischen Fragen der Probenahmetechnik beantwortet werden.

Die gewonnenen Proben wurden im Labor des Wasserwirtschaftsamtes Regensburg aufbereitet und untersucht. Gemessen wurde hierbei sowohl der gesamte P-Gehalt (TP) einer Wasserprobe, als auch deren „löslicher“ P-Gehalt (DTP) nach Passieren eines Mikrofilters. Die Differenz zwischen dem gemessenen TP und DTP ergibt den partikulär gebundenen Phosphor (PP).

Aus der Abflussmenge und der P-Konzentration wurden die P-Frachten ermittelt und zu Monats- und Jahresdurchschnittswerten aggregiert. Dadurch konnten sowohl die verschiedenen Einzugsgebiete untereinander verglichen als auch Belastungsspitzen innerhalb eines Jahres herausgearbeitet werden.

2.3.2 Ermittlung der Wassereinzugsgebiete sowie Daten zur Flächennutzung

Zur Interpretation der festgestellten Gewässerqualitätsparameter war es notwendig, für die einzelnen Einzugsgebiete weitere Daten zu erheben. Die Ermittlung des genauen Umfangs der jeweiligen Einzugsgebiete erfolgte mittels topographischer Karten im Maßstab 1:25.000 in „ArcView“ (EDV-Programm) anhand der Höhenlinien. Es erwies sich in Einzelfällen als hilfreich, vor Ort eine weitere Überprüfung vorzunehmen, da z. B. Gräben Einflüsse auf den tatsächlichen Umfang eines Einzugsgebietes hatten. Die Ermittlung der Flächengrößen und Flächennutzungen erfolgte mittels Orthofotos (Luftbilder) sowie topographischer Karten in ArcView und mit Hilfe der InVeKoS-Daten der bayerischen Landwirtschaftsverwaltung. Informationen zum Viehbesatz und zur Nutzung landwirtschaftlicher Förderprogramme stammen ebenfalls aus den InVeKoS-Daten. Der ortsansässige Gebietsberater hat darüber hinaus bei Einzelbetriebsbesuchen weitere notwendige Daten erhoben. Zur Erhebung der Klimadaten wurde stellvertretend für die Einzugsgebiete die Wetterdaten der Station *Wullnhof* des agrarmeteorologischen Messnetzes der LfL verwendet, ergänzt durch Aufzeichnungen nahegelegener Wetterstationen.

2.3.3 Berechnung der P-Frachten für die verschiedenen Herkunftsbereiche

Gerade für Sanierungsmaßnahmen eutropher Gewässer hat die Kenntnis, aus welchen Bereichen sowie in welcher Höhe und Form (partikulär, gelöst) die P-Einträge kommen zentrale Bedeutung. Da jedoch mit Hilfe der an den Messstellen gewonnenen Daten nur die Gesamtsumme der aus den jeweiligen Einzugsgebieten stammenden P-Frachten – nicht jedoch direkt die Herkunftspfade – ermittelt werden konnten, beruht die Differenzierung der Beiträge unterschiedlicher Flächennutzung auf rechnerischen Verfahren. Zu diesen wurden sowohl eigene Messergebnisse als auch regionale Zahlen anderer Quellen herangezogen. Einzelheiten zu den Berechnungsmethoden und deren Datengrundlage können unter Punkt 2.4.1.2 sowie im Abschlussbericht nachgelesen werden.

2.4 Ergebnisse

2.4.1 Gesamteinzugsgebiet Eixendorfer Stausee

2.4.1.1 Flächennutzung und Viehbesatz

Da die Flächennutzung und der Viehbesatz einen maßgeblichen Einfluss auf die P-Einträge in Gewässer haben, wird das Einzugsgebiet im Folgenden diesbezüglich genauer charakterisiert.

Das 410.000 ha große Einzugsgebiet wird zu ca. 46 % als Wald, zu 7 % als Siedlungs und Verkehrsfläche und zu ca. 47 % als landwirtschaftliche Nutzfläche genutzt (siehe Abbildung 2). Die landwirtschaftliche Nutzfläche wird etwa zur einen Hälfte als Dauergrünland (24 %) und zu anderen Hälfte als Ackerfläche (23 %) bewirtschaftet. Auf den Ackerflächen werden vor allem Sommer- und Wintergetreide (12 %), Klee gras (6 %) und Mais (4 %) angebaut.

Der durchschnittliche Viehbesatz im Einzugsgebiet des Eixendorfer Stausees liegt mit 1,7 GV/ha im Vergleich zum Regierungsbezirk Oberpfalz (1,0 GV/ha) und zu Bayern (1,1 GV/ha) vergleichsweise hoch. Die vorherrschende Viehhaltung ist die Milchviehhaltung.

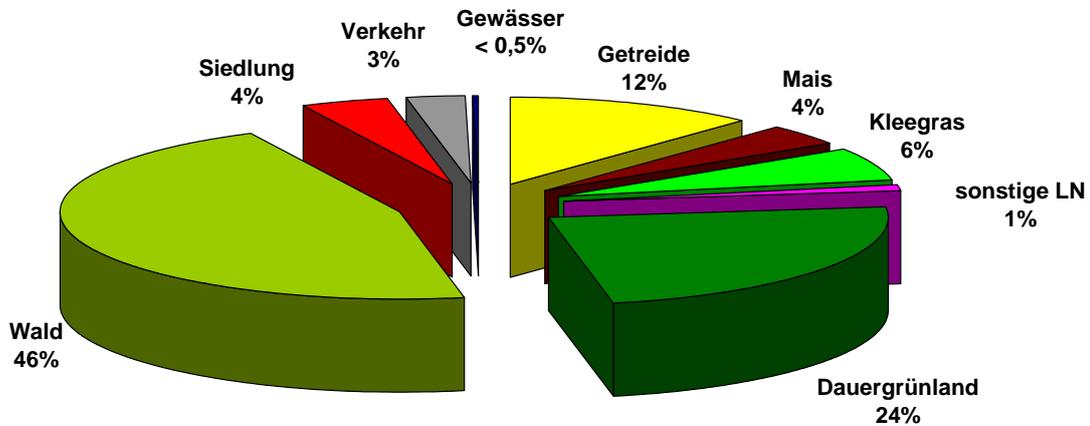


Abb. 2: Flächennutzung im Gesamteinzugsgebiet Eixendorfer See

2.4.1.2 Analyse der P-Frachten

Niederschläge, Abflüsse, P-Konzentrationen und P-Frachten (Monatsmittelwerte)

Wie die Tabelle 1 zeigt, unterlagen die während des Untersuchungszeitraums Mai 1999 bis November 2004 am Seezulauf ermittelten monatlichen Niederschlags- und Abflussmengen sowie die P-Konzentrationen und P-Frachten sehr hohen Schwankungen.

Tab. 1: Analyse der mittleren monatlichen Niederschläge, Abflüsse, P-Frachten und P-Konzentrationen an der Messstelle Wutzschleife des Zeitraums Mai 99 bis Dez. 04 (n=68 Monatsmittelwerte)

Parameter	Min	Q _{05%}	Q _{25%}	Median	Mittel	Q _{75%}	Q _{95%}	Max
Niederschlag (mm)	9,5	19,2	39,7	64,8	68,5	84,6	149,6	159,4
Abfluss (mm)	4,4	6,6	15,1	21,5	26,3	35,9	58,8	63,8
TP-Fracht (t)	0,41	0,57	1,07	1,56	1,79	2,34	4,17	5,05
PP-Fracht (t)	0,22	0,37	0,74	1,07	1,26	1,60	3,00	4,23
DTP-Fracht (t)	0,14	0,19	0,30	0,44	0,53	0,72	1,14	1,40
TP-Konzentr. (mg/l)	0,07	0,09	0,13	0,17	0,19	0,22	0,34	0,39

Bemerkenswert sind die starken Streuungen selbst innerhalb der 50 %-Quantile, vor allem jedoch diejenigen zwischen den Extremwerten, welche in Tabelle 1 auch durch die Spannweite zwischen der 5 % und 95 %-Quantile zum Ausdruck kommt.

In weiteren Analysen wurden sowohl Zusammenhänge zwischen den Monatsmittelwerten untersucht als auch die für den P-Eintrag kritischen Zeiträume herausgearbeitet. Die für die Beratung wichtigsten Ergebnisse, sind im Folgenden zusammenfassend dargestellt.

- Sehr hohe monatliche P-Frachten ergaben sich in erster Linie durch weit überdurchschnittliche Abflussraten, meist jedoch nicht durch hohe Konzentrationen.
- Hohe Abflüsse und damit hohe Frachten traten nicht immer zwingend im Zusammenhang mit hohen Niederschlägen auf.
- Hohe P-Frachten traten vorwiegend im Winterhalbjahr auf, insbesondere in den Monaten Januar bis März (Schneesmelze, Niederschlag auf gefrorenen oder wassergesättigten Boden).
- Generell war der Zeitraum April bis Juni verhältnismäßig „ereignisarm“. Überdurchschnittlich hohe Niederschläge traten im Zeitraum Juli bis September auf. Sie waren jedoch kaum mit hohen Abflüssen verbunden. Andererseits stiegen die TP-Konzentrationen (Monatsmittel) gerade in diesem Quartal auffallend oft an. Der Sachverhalt von auffallend hohen Niederschlägen und TP-Konzentrationen, jedoch geringen Abflüssen im Hochsommer dürfte seine Ursache in höheren Verdunstungs- bzw. geringeren Versickerungsraten haben, die ihrerseits zu einem Konzentrationseffekt im abfließenden Wasser führten.

Jahresmittelwert der in den Eixendorfer-Stausee eingetragenen P-Fracht

Aus den an der Messstelle ermittelten Werten ergab sich eine durchschnittliche Jahresfracht von 21,5 t TP. Davon bestand der überwiegende Teil (70 %) aus partikulärem Phosphor (PP), 30 % konnten der löslichen Fraktion (DTP) zugeordnet werden. Die ermittelte durchschnittliche Jahresfracht lag um fast das 2,5-fache höher als die für eine erfolgreiche Sanierung des Sees ausgewiesene maximale jährliche TP-Fracht von 8,8 t, welche STEINBERG (2000) in seinem Gutachten nennt.

Herkunftsbereiche der mittleren jährlichen TP-Fracht in den Eixendorfer See

Zentrale Bedeutung für Sanierungsmaßnahmen eutropher Gewässer hat die Kenntnis, aus welchen Bereichen sowie in welcher Höhe die P-Einträge kommen.

Die Berechnung der TP-Fracht aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) wurde aus der Differenz zwischen der (am Seezulauf gemessenen) TP-Fracht aus dem Gesamteinzugsgebiet und den (hochgerechneten) TP-Frachten aus Wald, Teichwirtschaft, Siedlung und Verkehr abgeleitet. Dies muss gerade in Hinblick auf die nachfolgende Interpretation vorausgeschickt werden, wobei auch zu betonen ist, dass ein anderes Verfahren nicht möglich war.

Anhand eigener zweijähriger Messreihen in zwei Waldgebieten (KREMB et al., 2002) waren die dort anfallenden TP-Frachten bekannt und konnten für das Gesamteinzugsgebiet hochgerechnet werden.

Die Höhe der aus dem Siedlungsbereich des Gebiets stammenden spezifischen jährlichen P-Fracht von 8,34 t wurde dem Bericht von SEIBOLD (2000) entnommen. Diese Summe setzt sich zusammen aus den Anteilen Kommunale Abwässer (4,45 t), Regenentlastung (0,94 t) und Hauskläranlagen (2,95 t). Die Zahlen aus dem Bereich „Verkehr“ (Eintrag über nicht kanalisierte Gräben) wurden ebenfalls aufgrund von Literaturangaben (KREMB et al., 2002) über den Flächenanteil hochgerechnet.

Trotz dieser methodischen Grenzen dürften sich anhand Tabelle 2 einige zentrale Aussagen in Bezug auf die Eintragspfade und damit verbunden auf mögliche Sanierungsmaßnahmen ableiten lassen.

Erkennbar ist einerseits, die große Bedeutung der Landwirtschaft für den P-Eintrag in den Eixendorfer See. So konnte bei einem Anteil von 47 % LN am gesamten Einzugsgebiet ein Anteil von 50 % der gesamten jährlichen P-Fracht kalkuliert werden. An zweiter Stelle steht mit 39 % die hohe Belastung durch die Siedlung (d. h. Abwässer), wobei hier bei einem geringen Flächenanteil die hohe spezifische Belastung (kg/ha und Jahr) sofort auffällt. Obwohl die Waldfläche 46 % des Einzugsgebiets einnimmt, beträgt deren Anteil am P-Eintrag in den See nur ca. 5,5 %.

Tab. 2: TP-Fracht in Abhängigkeit von der Flächennutzung im GEZG Eixendorfer See

Flächennutzung	Fläche		Ø TP-Fracht	TP-Fracht	
	ha	%	kg/ha u. Jahr	kg/Jahr	%
LN	19.270	47,0	0,56	10.759	50,0
Wald	18.860	46,0	0,06	1192	5,5
Teiche	70	0,2	3,21	225	1,1
Siedlung	1.570	3,8	5,31	8.340	38,8
Verkehr	1.230	3,0	0,80	984	4,6
Summe (Mittel)	41.000	100	(0,52)	21.500	100

Inwieweit die Belastungen durch die Landwirtschaft noch näher quantifiziert werden können, wird im Folgenden (siehe Tabelle 3) beschrieben, wobei es sich auch hier um vorsichtige Schätzungen handelt.

Bei Tabelle 3 werden von der nach Tabelle 2 ermittelten TP-Fracht aus der LN die geschätzten Frachten aus den Bereichen Grundwasser, Zwischenabfluss, Drainagen und Oberflächenabfluss aus Grünland abgezogen. Der Rest ist die rechnerisch ermittelte, TP-Fracht, deren Herkunft vor allem aus der Erosion von Ackerflächen stammt.

Bezüglich der Abschätzung des Frachtanteiles aus dem Oberflächenabfluss von Grünlandflächen wurden Ergebnisse von POMMER et al. (2001) herangezogen und auf die Eixendorfer Verhältnisse übertragen. Die Summe der Frachten aus dem Bereich Grundwasser, Zwischenabfluss und Drainagen wurde folgendermaßen abgeschätzt: Anhand von Messergebnissen von DIEPOLDER et al. (2006) von zwei Lysimeteranlagen unter Acker (Puch) und Grünland (Kempten) wurden deren Ergebnisse auf die Eixendorfer Standortverhältnisse für den Bereich Grundwasser, Zwischenabfluss übertragen. Hierbei wurde durch die in Tabelle 3 genannten Spannweiten mit gewissen Plausibilitäts Grenzen gearbeitet. Die spezifischen TP-Austräge aus Drainagen gründen sich auf Messergebnisse aus durchgeführten Drainageversuchen sowie auf Ergebnisse von MERTENS (2004) vom oberfränkischen Weißenstädter See. Diese wurden für die Drainageflächen des Eixendorfer Einzugsgebiets hochgerechnet. Dabei wurde der Umfang der dortigen Drainageflächen aufgrund von Schätzungen durch Fachleute aus der Region (u. a. MALY, pers. Mitteilung) ermittelt.

Tab. 3: Abschätzung der Herkunftsbereiche der TP-Fracht (Mittel und Spannweiten) aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den Eixendorfer Stausee

Herkunftsbereiche	TP-Fracht (in kg und Jahr)	Anteil an Gesamt- fracht aus LN (%)
Grundwasser, Zwischenabfluss und Drainagen	4.022 2.870 – 4.797	37 27 – 45
Oberflächenabfluss Grünland	315	3
Rest (v. a. Erosion aus Acker)	6.422 5.647 – 7.574	60 52 – 70
Summe aus LN	10.759	100

Tabelle 3 zeigt, dass die Höhe der aus der Landwirtschaft stammenden TP-Frachten im Einzugsbereich des Eixendorfer Stausees schätzungsweise zu ca. 60 % aus Erosionsereignissen stammen dürften. Einen erheblichen Anteil von rund 40 % kommt jedoch dem vertikalen Austragspfad durch die Bodenmatrix zu.

2.4.2 P-Austräge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in den TEZG

Wie bereits erläutert, wurden in vier Teileinzugsgebieten mit unterschiedlicher Flächennutzung, unterschiedlicher Erosionsgefährdung der Ackerflächen sowie unterschiedlicher Grad der Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion Messstellen installiert. Auf eine detaillierte Analyse der gewonnenen Messwerte wird an dieser Stelle verzichtet. Vielmehr soll der folgende Abschnitt darüber informieren, inwiefern eine unterschiedliche landwirtschaftliche Nutzung den P-Austrag aus der landwirtschaftlichen Fläche beeinflusst. Ähnlich wie beim Gesamteinzugsgebiet wurden die ermittelten durchschnittlichen Jahresfrachten durch Differenzrechnung in die einzelnen Frachtanteile aus Wald, Siedlung, Verkehr und landwirtschaftlicher Nutzfläche aufgeteilt. Im oberen Teil der Tabelle 4 sind neben einer Charakterisierung der landwirtschaftlichen Nutzung die kalkulierten TP-Frachten aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den jeweiligen Einzugsgebieten dargestellt. Der untere Teil zeigt eine Abschätzung der einzelnen Herkunftsbereiche der kalkulierten TP-Fracht aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche.

Die durchschnittlichen jährlichen TP-Frachten aus den landwirtschaftlichen Nutzflächen bewegten sich in einer Spannweite von 0,20 kg TP/ha und 0,64 kg TP/ha.

Die Obergrenze der oben angegebenen Spannweite wurde im TEZG Saxlmühle erreicht. Die Erklärung für den höchsten TP-Austrag dürfte darin zu sehen sein, dass sich die landwirtschaftliche Nutzung in diesem Teileinzugsgebiet durch viehstarke Betriebe und einen hohen Anteil an vorwiegend mittel bis stark erosionsgefährdeten Ackerflächen auszeichnet. Ebenfalls stellte ein kalkulierter Anteil der Erosion von fast zwei Drittel an der gesamten TP-Fracht aus den landwirtschaftlichen Nutzflächen das Maximum der vier Teileinzugsgebiete dar.

Tab. 4: Übersicht zur landwirtschaftlichen Nutzung, zur kalkulierten TP-Fracht aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche sowie Abschätzung des Anteils von TP-Frachten aus einzelnen Austragspfaden in den jeweiligen Einzugsgebieten

Parameter	TEZG Saxlmühle	TEZG Irlach	TEZG Zillendorf	TEZG Breitenried	GEZG Eixendorf
Flächennutzung der LN (%)					
- Grünland	24	50	58	70	49
- Acker	76	50	42	30	51
- davon mittel – stark erosionsgefährdet	70	52	61	0	n.b
Besonderheiten	Verrohrung	viele Dränagen	viel Klee gras	extensives GL	-
Ø Viehbesatz (GV/ha LN)	1,8	1,8	1,6	1,1	1,7
Ø TP-Fracht aus LN (kg TP/ha u Jahr)	0,64	0,47	0,55	0,20	0,56
Anteil unterschiedlicher Austragspfade an der TP-Fracht aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche (in %)					
Oberflächenabfluss Grünland	2	8	5	14	3
Erosion von Ackerflächen	65	47	48	18	60
Sickerw., Zwischenabfluss, Dränagen	33	45	47	67	37

Aus den gewonnenen Erkenntnissen lässt sich somit für vergleichbare Einzugsgebiete mit einem hohen Anteil an Ackerbau in erosionsgefährdeten Lagen übertragen und belegen, dass in der Förderung von erosionsmindernden Maßnahmen wesentliche Ansatzpunkte für die Minderung von diffusen P-Austrägen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen zu sehen sind. Dies gerade deshalb, weil nach Analyse der Messreihen in vielen Fällen hohe P-Frachten mit hohen Abflussraten im Winterhalbjahr einhergingen, also in einer Jahreszeit, wo auf Ackerflächen häufig nur eine fehlende bis geringe Bodenbedeckung vorhanden ist.

Wie stark sich – neben einem hohen Waldanteil – eine ganzjährige Bodenbedeckung auf die Senkung der P-Frachten in Gewässer auswirken kann, zeigen die Teileinzugsgebiete Irlach und Breitenried. Zu vermerken ist allerdings, dass auch in Irlach und Breitenried deutliche Unterschiede in Bezug auf die TP-Frachten aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche bestanden. Dabei ließ sich für das TEZG Irlach ein wesentlich höherer mittlerer TP-Austrag (0,47 kg TP/ha und Jahr) aus der LN ableiten als für das TEZG Breitenried (0,20 mg TP/ha und Jahr). Verständlich wird dies, wenn man berücksichtigt, dass beim TEZG Irlach der Ackeranteil an der LN - bei nicht unerheblicher Erosionsgefährdung - sowie der durchschnittliche Viehbesatz wesentlich höher lagen als beim TEZG Breitenried.

Mit einem P-Austrag aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) von durchschnittlich 0,20 kg TP/ha und Jahr (entsprechend 0,46 kg P₂O₅) wies das TEZG Breitenried den ge-

ringsten P-Austrag aller Einzugsgebiete auf. Ursache dafür sind die extensive Form der Landwirtschaft, bestehend aus einem hohen Grünlandanteil (70 % der LN), einer vergleichsweise geringen Viehdichte (1,1 GV/ha) und Ackerflächen (30 % der LN), die keine bedeutende Erosionsgefährdung aufwiesen. Die in Breitenried gewonnen Erkenntnisse können als ein Beispiel dafür gewertet werden, bis zu welcher Grenze sich diffuse P-Belastungen aus der Landwirtschaft senken lassen. Aber auch hier besteht ein in der Relation (siehe Tabelle 4) bemerkenswert hoher vertikaler P-Austragspfad durch Sickerwasser, Zwischenabfluss und/oder evtl. Drainagen. Dieser dürfte sich in der Praxis kaum senken lassen.

2.4.3 Maßnahmen zur Reduzierung der P-Austräge aus den landwirtschaftlichen Nutzflächen

Ziel war es, dass die unter den drei folgenden Unterpunkten stichpunktartig zusammengefassten besonders effizienten produktionstechnischen Maßnahmen zur Reduzierung der P-Austräge aus den landwirtschaftlichen Nutzflächen durch eine intensive, regional und einzelbetrieblich angepasste Beratung der Landwirte umgesetzt werden. Nach Erkenntnissen aus diesem und weiteren Projekt der LfL im Gewässerschutzbereich (HEGE UND RASCHBACHER, 2004) stellt die einzelbetriebliche Beratung gerade unter Einbeziehung maßnahmenbezogener Förderungsmöglichkeiten einen Eckpfeiler im Gewässerschutz dar. Die Beratung erfolgte durch eigens für das Projekt eingestellte Einzugsgebietsberater und durch die zuständigen Ämter für Landwirtschaft und Forsten in Zusammenarbeit mit der LfL.

2.4.3.1 Erosionsschutz

- Anstreben einer möglichst ganzjährigen Bodenbedeckung durch Fruchtfolgegestaltung, Zwischenfruchtanbau, Winterbegrünung, Mulchsaat, Direktsaat, Untersaaten in maisbetonten Fruchtfolgen; gezielte Begrünung bei Stilllegung von Ackerflächen,
- das Verkürzen langer, erosiver Hänge durch Ranken, Gräben, Dämme, sowie dem Anbau quer zum Hang, Errichtung von begrünten Abflusswegen,
- Verbesserung der Bodenstruktur (konservierende Bodenbearbeitung, bodenschonendes Befahren, Förderung der Bodengare),
- im Grünland der Verzicht auf Umbruch bzw. die umbruchlose Grünlanderneuerung und die Wiesennachsaat bei lückigen Grünlandbeständen.

Umsetzung des Mulchsaatverfahrens bei Mais im GEZG Eixendorfer Stausee

Abbildung 3 zeigt die Entwicklung des Mulchsaatverfahrens bei Mais. Zu erkennen ist bei einem relativ konstanten Umfang der Gesamtmaisfläche (der Anstieg im Jahr 2004 war auf die durch die Trockenheit in 2003 verursachte Futterknappheit zurückzuführen) ein kontinuierlich steigender Anteil der Flächen mit Mulchsaat. Aufgrund der im Jahr 2002 ausgesetzten Neuantragsstellung im KULAP wurde eine Sonderförderung im Gebiet geschaffen (in Abbildung 3 blau dargestellt), die den positiven Effekt der Mulchsaat als wichtige Maßnahme des vorbeugenden Gewässerschutzes für diese Region aufrechterhalten sollte. Beginnend mit der Neuantragstellung in 2003 waren auch Flächen mit der damals neuen KULAP-Maßnahme M 32 „Winterbegrünung“ zu verzeichnen, die einigen Betrieben bei anderen Auflagen eine flexiblere Fruchtfolgegestaltung bzw. einen höheren

Anreiz als die Mulchsaat bot. Insgesamt stieg der Anteil an Maisflächen mit den erosionsmindernden Maßnahmen Mulchsaat und Winterbegrünung von ca. 4 % (88 ha; Mittel 1998/1999) auf ca. 23 % (563 ha; Mittel 2003/2004) an. Dies ist als ein klarer Erfolg der Beratung vor Ort zu werten.

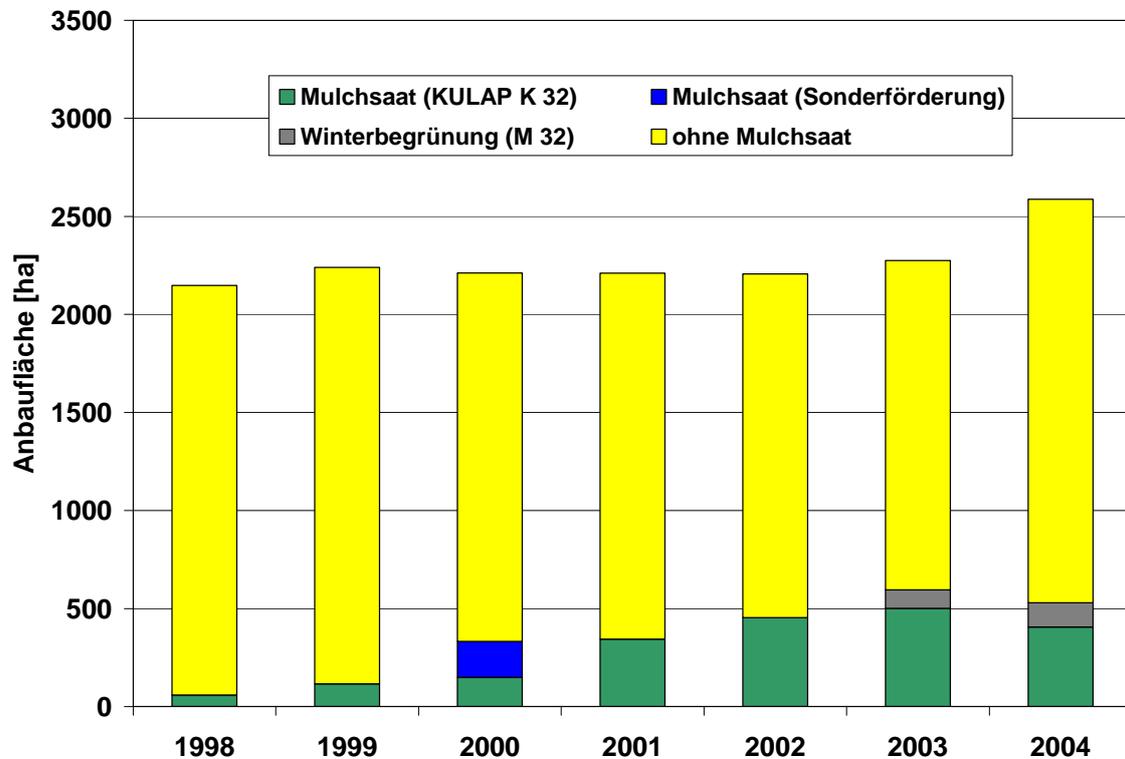


Abb. 3: Entwicklung des Mulchsaatverfahrens bei Mais im Einzugsgebiet des Eixendorfer Sees

Ein weiterer starker Zuwachs der mit Mulchsaat bestellten Maisfläche dürfte nicht zu erwarten sein, da nicht alle Silomaisflächen auf erosionsgefährdeten Äckern angelegt werden und weiterhin natürliche Beschränkungen bei der Fruchtfolgegestaltung (z. B. späte Vorfruchternte) oder widrige Witterungsverhältnisse dem eine Grenze setzen.

2.4.3.2 Düngemanagement

- Durchführung einer standort- und zeitgerechten Düngung. Die Begrenzung oder der Verzicht P-haltiger Dünger bei erhöhten P-Gehalten im Boden (Gehaltsklassen D und E) oder bei Anmoor-/Moorböden,
- das Anstreben einer ausgeglichenen P-Bilanz (Futter-, Gülle- und Mineraldüngermanagement), Errechnen und Beurteilen von P-Salden,
- angepasstes Güllemanagement (Gülleverteipläne, Begrenzung der Gülleaufbringung in sensiblen Bereichen, Schaffung von ausreichend Lagerraum, ggf. Gülleabgabe, Einsatz spezieller Technik zur Gülleausbringung).

Phosphatversorgung der landwirtschaftlich genutzten Böden im GEZG

Da die P-Versorgung der landwirtschaftlich genutzten Böden einen Hinweis auf die langjährige Düngepraxis gibt, ist im Folgenden die P-Versorgung der auf bayerischer Seite liegenden landwirtschaftlichen Nutzflächen im GEZG Eixendorfer Stausee dargestellt. Es wurden jeweils die Werte aus der Bodenuntersuchung aus sechs aufeinanderfolgenden Jahren verwendet. Da im Rahmen der Düngeverordnung eine Probenahme im 6-jährigen Turnus vorgeschrieben ist, ist die Wahrscheinlichkeit, dass jede im Einzugsgebiet vorkommende Fläche einmal in der Statistik enthalten ist, relativ groß. Für die auf tschechischem Gebiet gelegenen landwirtschaftlichen Nutzflächen kann aufgrund fehlender Daten keine Analyse der P-Versorgung durchgeführt werden.

Tab. 5: Phosphatversorgung der in Bayern gelegenen landwirtschaftlich genutzten Flächen im Einzugsgebiet des Eixendorfer Sees in den Jahren 1998 bis 2003 (Angaben zu den Gehaltsklassen in mg CAL-P₂O₅ pro 100 g Boden)

Ackerflächen: Anteil in den Gehaltsklassen in %					
n	A sehr niedrig (< 5)	B niedrig (5-9)	C optimal (10-20)	D hoch (20-30)	E sehr hoch (> 30)
6866	4	12	42	27	16

Grünland: Anteil in den Gehaltsklassen in %					
n	A sehr niedrig (< 5)	B niedrig (5-9)	C optimal (10-20)	D hoch (20-30)	E sehr hoch (> 30)
5012	24	37	30	7	3

Tabelle 5 zeigt, dass 85 % der Ackerflächen eine optimale bis sehr hohe Phosphatversorgung (Gehaltsklassen C bis E) aufwiesen. Alleine im hohen bis sehr hohen Bereich lagen 43 % der in den Jahren 1998-2003 untersuchten 6.866 Bodenproben. Dagegen befanden sich nur 15 % der Ackerflächen unterhalb der als optimal definierten Gehaltklasse C.

Die Ergebnisse deuten auf eine Überversorgung eines erheblichen Teils der in Bayern liegenden Ackerflächen im Einzugsgebiet des Eixendorfer Sees hin, was eine reduzierte P-Düngung sinnvoll erscheinen lässt. Dies insbesondere deshalb, weil es einsichtig ist, dass bei gleicher Menge an durch Erosion abgetragenem Bodenmaterial umso mehr (leichtlöslicher) Phosphor in die Gewässer gelangt, je höher der P-Gehalt im Oberboden ist. Ebenfalls kann vermutet werden, dass dies auch für den Bereich des Zwischenabflusses – gerade nach hohen Niederschlagsereignissen – zutrifft.

Bei den Grünlandflächen zeigt sich hingegen ein anderes Bild. Der Anteil hoher bis sehr hoher CAL-Phosphatkonzentration im Hauptwurzelraum lag bei 10 %. Optimale P-Gehalte zeigten 30 % der Grünlandflächen. Dagegen wiesen ca. 61 % der gezogenen Bodenproben eine niedrige bis sehr niedrige P-Versorgung auf.

Entwicklung der Hoftorsalden

Durch den Einzugsgebietsberater wurde eine repräsentative Zahl an Nährstoffsalden ($n = 18$ bis 35 im Beobachtungszeitraum) erstellt. Dies war insbesondere deshalb möglich, da zum Einen die Erstellung der Hoftorsalden für die beteiligten Landwirte im Einzugsgebiet kostenlos war, und zum Anderen mit der Saldierung gleichzeitig eine Betriebsberatung durch den Einzugsgebietsberater angeboten wurde. Generell war positiv festzustellen, dass das Angebot der Erstellung und Auswertung einer Nährstoffsaldierung ein sehr guter Einstieg in die produktionstechnische Betriebsberatung war. Die sinkende Zahl der teilnehmenden Betriebe ab 2002 zeigt allerdings auch, dass trotz großem Engagement des Beraters eine gewisse „Beratungsmüdigkeit“ zu verzeichnen war – eine Betriebsberatung jedes Jahr wurde manchem Landwirt wohl zu viel.

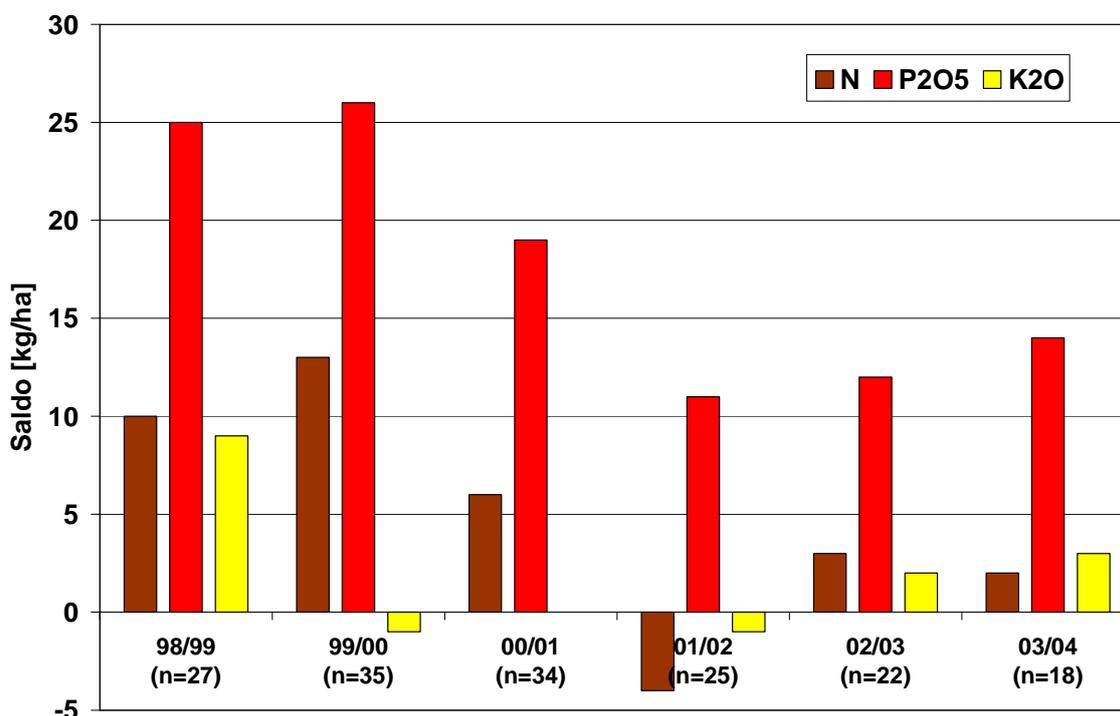


Abb. 4: Entwicklung der durchschnittlichen Nährstoffsalden auf Hoftor-Basis in den TEZG des Eixendorfer Sees (Mittel der Betriebe in den TEZG)

Abbildung 4 gibt die Entwicklung der Stickstoff-, Phosphat- und Kalisalden im Zeitraum 1998 bis 2004 wieder. Als Erhebungsbasis dienten Betriebe im Einzugsgebiet des Eixendorfer Sees, die speziell in den Teileinzugsgebieten Saxlmühle, Irlach und Zillendorf lagen. Die Säulen stellen Mittelwerte der einzelnen Jahre dar. Erkennbar ist deutlich, dass sich die Stickstoff- und Phosphatsalden im Trend insgesamt verringert haben. Gerade die in den ersten Jahren positiven P-Saldi mit einer mittleren Höhe von ca. $25 \text{ kg P}_2\text{O}_5/\text{ha}$ wiesen auf deutliche Einsparungspotenziale bzw. ein noch nicht optimiertes Nährstoffmanagement hin. Deren Reduktion auf etwa die Hälfte lässt auf ein Umdenken der Landwirte im Einzugsgebiet schließen und ist – wie bereits schon bemerkt – als ein Erfolg der Beratung zu verbuchen. Der leichte Wiederanstieg in den letzten zwei Jahren könnte neben jahresbedingten Schwankungen auch dadurch erklärt werden, dass hier insgesamt weniger Betriebe in die Mittelwertbildung eingingen (anderer Stichprobenumfang) und evtl. gerade Betriebe mit ohnehin schon geringen Salden nicht mehr für eine Beratung und Erfassung zur Verfügung standen.

2.4.3.3 Vermeidung von Direkteinträgen, Schaffung bzw. Erhaltung von Pufferbereichen und Retentionsräumen

Die Vermeidung von Direkteinträgen, die über das Maß der guten fachlichen Praxis hinausgehen, bzw. die Schaffung und Erhaltung von Pufferbereichen wurde vor allem durch die Umsetzung von KULAP-Maßnahmen (speziell für gewässersensible Bereiche) erreicht. Im folgenden sind nur diejenigen Maßnahmen aufgeführt, für die während der Projektphase (2000-2004) eine Antragstellung möglich war.

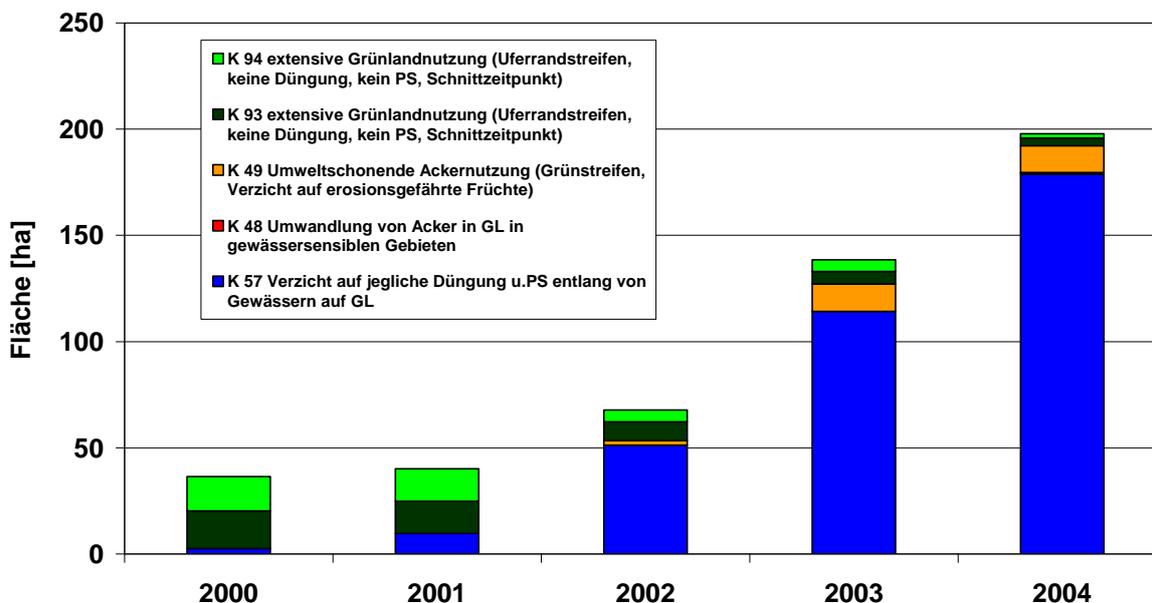


Abb. 5: Entwicklung der KULAP-Maßnahmen für gewässersensible Bereiche im Gesamt-Einzugsgebiet des Eixendorfer Sees

Der Unterpunkt Punkt 4.1 des KULAP (Teil A, Antragszeitraum bis 2006) beinhaltete die Förderung regionalspezifischer gewässerschonenden Landbewirtschaftung im Einzugsgebiet von Oberflächengewässern. Hierbei konnte die extensive Bewirtschaftung von wasser- und ufernahen unmittelbar bedeutsamen (Flächenabgrenzung und Gebietskartierung vorgeschrieben) Grünland- und Ackerflächen im Einzugsbereich (Umgriff) von Seen und deren Zuflüssen gefördert werden. Damit war vorrangig das Ziel verbunden, die aus der Landwirtschaft stammenden Stoffeinträge in Oberflächengewässer zu verringern und damit einen aktiven Beitrag zu deren Sanierung zu leisten. Zu den förderfähigen Maßnahmen zählten die extensive Grünlandnutzung und die extensive Ackernutzung.

Die **extensive Grünlandnutzung** (KULAP Punkt 4.1) war an den Verzicht jeglicher Düngung und flächendeckenden chemischen Pflanzenschutz gekoppelt, erlaubt war nur die Einzelpflanzenbehandlung. Sie sah ferner die Einhaltung eines beweidungsfreien, jedoch gepflegten Uferrandstreifens von mindestens 15 m, sowie generell eine landwirtschaftliche Verwertung des Aufwuchses und einen Mindestbestand an Rauhfutterfresser im Betrieb vor. Die Höhe der Förderung richtet sich zum einen nach den regionalen Gegebenheiten bzw. Erfordernissen des Fördergebietes (z. B. Ertragsbedingungen) und andererseits nach den Schnittzeitaufgaben, die von „ohne“ (K 90) über „ab 1. Juni“ (K92), „ab 15. Juni“ (K 93) bis hin zu „Schnittzeitpunkt ab dem 01. Juli“ (K 94) reichten. Im Einzugsgebiet kamen die beiden letzten Maßnahmen (K 93 und K 94) zum Tragen. Abbil-

dung 5 zeigt, dass deren Umfang jedoch insgesamt von ca. 34 Hektar (2000) auf rund 6 Hektar (2004) abnahm.

Die Förderung **extensiver Ackernutzung** (K 95) sah eine Bewirtschaftungsweise ohne jegliche Düngung und ohne jegliche Pflanzenschutzmittel vor, darüber hinaus war ein mindestens 5 m breiter Grünlandstreifen zwischen Acker und Gewässer freizuhalten. Die Maßnahme wurde im Einzugsgebiet jedoch nicht genutzt.

Als nicht regionale (d. h. speziell – wie bei Punkt 4.1 - auf definierte Einzugsgebietskulissen begrenzte) Maßnahmen wurden im KULAP unter Punkt 4.3 (K 48) die **Umwandlung von Acker in Grünland** und unter Punkt 4.4 (K 49) die **umweltschonende Ackernutzung** in gewässersensiblen Bereichen gefördert. Letztere beinhaltete die Anlage eines mindestens 15 breiten Grünstreifens in unmittelbarer Gewässernähe und den Verzicht auf den Anbau von erosionsgefährdeten Reihenkulturen (Mais, Rüben, Kartoffeln) auf dem restlichen Feldstück. Im Einzugsgebiet wurde die Möglichkeit der Umwandlung von Acker in Grünland (K 48) so gut wie nicht genutzt. Dagegen stieg der Umfang der Flächen mit umweltschonender Ackernutzung ab dem Jahr 2002 von zwei Hektar bis zum Jahr 2004 auf rund 13 Hektar an.

Eine weitere Maßnahme geförderter extensiver Grünlandbewirtschaftung im KULAP war die **einzelflächenbezogene Extensivierung von Grünlandflächen entlang von Gewässern und sonstigen sensiblen Bereichen** (Programmpunkt 3.3, K 57). Eine Förderung war hierbei an den Verzicht auf jegliche Düngung und chemische Pflanzenschutzmittel gekoppelt. Eine Schnittzeitaufgabe war jedoch nicht vorgesehen. Wie Abbildung 5 zeigt, war K 57 diejenige Maßnahme, welche im Einzugsgebiet des Eixendorfer Sees von den insgesamt fünf beschriebenen Maßnahmen den mit Abstand höchsten Flächenumfang und die höchste Steigerung erreichte. Lag ihr Umfang im Jahr 2000 noch bei nur knapp drei Hektar, so erreichte er zwei Jahre bereits 51 Hektar und lag am Ende des Beobachtungszeitraums (2004) bei 179 Hektar.

In ihrer Summe nahm der Umfang aller fünf genannten KULAP-Maßnahmen für gewässersensible Bereiche innerhalb von vier Jahren von 36,5 Hektar auf 198 Hektar zu. Er erreichte damit einen Anteil von etwa einem Prozent der landwirtschaftlichen Nutzfläche des Einzugsgebiets (19.270 ha). Obwohl diese Zahl gering erscheint, ist die Ausdehnung um mehr als das Fünffache als ein Beratungserfolg zu werten, zumal von der Gesamtgebietsfläche nur ein geringer Teil direkt an Oberflächengewässern lag.

2.5 Schlussfolgerung

Unter Berücksichtigung der wichtigen Tatsache, dass die P-Konzentration im Zulauf nicht identisch mit der P-Konzentration im See sein muss, lässt sich vorsichtig folgender Schluss ziehen: Nur extrem extensive, grünland- und waldreiche Landnutzungssysteme in Kombination mit einer optimalen Abwassersituation im Siedlungsbereich können eine für touristische Zwecke befriedigende Gewässerqualität des Eixendorfer Stausses gewährleisten.

Gegenwärtig ist dies aber unter den gegebenen regionalen Verhältnissen nicht der Fall, wie die Ergebnisse zeigen. Vielmehr wurden selbst beim TEZG Breitenried bei weitgehender Ausschöpfung landwirtschaftlicher Extensivierungsmöglichkeit, einem hohem Grünland- und Waldanteil mit 0,09 mg TP/l wesentlich höhere P-Konzentrationen gemessen, als dies für mesotrophe Verhältnisse in stehenden Gewässern (ca. 0,03 mg TP/l) erforderlich wäre. Das heißt selbst wenn alle landwirtschaftlichen Nutzflächen des GEZG langfristig den gleichen vergleichsweise niedrigen P-Austrag wie die Flächen des TEZG Breitenried hätten und gleichzeitig alle anderen Rahmenbedingungen gleich blieben, bliebe der Eixendorfer Stausee eutroph.

Hier zeigen sich demnach Grenzen des möglichen Gewässerschutzes. Es zeigt sich aber auch die nicht vollständig aufzuhebende Diskrepanz zwischen einer seit langem bestehenden landwirtschaftlich betonten Flächennutzung unter gegebenen ökonomischen Rahmenbedingungen einerseits sowie den aus gesamtgesellschaftlicher Sicht ebenfalls nachvollziehbaren gestiegenen Anforderungen (Freizeit, Tourismus) an die Gewässerqualität neu geschaffener (flacher) Seen, die ursprünglich primär dem Hochwasserschutz dienen sollten. Wohl aber weisen die Ergebnisse des Forschungsprojekts darauf hin, dass durchaus noch reale Optimierungsmöglichkeiten sowohl im kommunalen Abwassersektor als auch in der landwirtschaftlichen Produktionstechnik bestehen, die es auszuschöpfen gilt.

2.6 Danksagung

Den Autoren ist es ein Anliegen, allen am Forschungsprojekt beteiligten Institutionen und Personen herzlich zu danken. Ein solch umfangreiches und langjähriges Projekt ist ohne Drittmittelfinanzierung nicht durchführbar. Daher gebührt abschließender und ganz besonderer Dank unserem Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten sowie der EU, die jeweils 50 % des Interreg-III-A-Projekts trugen.

2.7 Literatur

DIEPOLDER, M. und RASCHBACHER, S. (2008): Abschlussbericht des Forschungsprojekts Saubere Seen 2002-2005. Internetangebot der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz (www.lfl.bayern.de/iab/duengung/; siehe unter Rubrik Düngung und Umwelt – Gewässerschutz).

DIEPOLDER, M., PERETZKI, F., HEIGL, L., JAKOB, B. (2006): Nitrat- und Phosphorbelastung des Sickerwassers bei Acker- und Grünlandnutzung – Ergebnisse von zwei Saugkerzenanlagen in Bayern; Schule und Beratung, Heft 4/06, Seite III-3 bis III-10, Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten.

HEGE, U. UND RASCHBACHER, S. (2004): Modellgebiete für eine grundwasserschonende Landbewirtschaftung - Bericht nach 10-jähriger Laufzeit 1993-2002; Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.), Heft 10/2004; ISSN 1611-4159; auch unter www.LfL.bayern.de/IAB.

KREMB, ST., HONISCH, M., RASCHBACHER, S. (2002): Ursachen von Phosphatbelastungen der Landwirtschaft in Seen mit Acker- und Grünlandnutzung im Einzugsgebiet und Umsetzung von Maßnahmen zur Verringerung des Eintrags am Eixendorfer Stausee; Abschlussbericht – Berichtszeitraum 1999 bis 2001 der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (LBP) an das Bayerische Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten (Auftraggeber), 126 Seiten.

MERTENS, M. (2004): Bilanzierung der Phosphor-Eintragspfade für den Weißenstädter See. In: Wasser und Abfall, 6,12 (2004), S. 48-52

POMMER, G., SCHRÖPEL, R. und JORDAN, F. (2001): Austrag von Phosphor durch Oberflächenabfluss auf Grünland. Wasser & Boden, 53/4: 34-38.

SEYBOLD, H.-J., HEYN, S. (2001): Studie zur Nährstoffbelastung und Trophiegüte des Drachensees bei Furth im Wald, Landkreis Cham, Stand 2001, 20 Seiten.

STEINBERG, CHR. und SCHRENK-BERGT, CHR., 2000: Gutachten über eine mögliche Gewässergüteverbesserung am Eixendorfer See, Landkreis Schwandorf, Oberpfalz; Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin.

3 Projekt „Saubere Seen“ - Phosphorausstrag aus Grünlandflächen nach Starkregen

Dr. Michael Diepolder und Sven Raschbacher

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie,
Ökologischen Landbau und Bodenschutz

3.1 Zusammenfassung

Diffuse Nährstoffverluste aus landwirtschaftlich genutzten Flächen können erheblich zur Belastung von Oberflächengewässern beitragen. Für drainiertes oder hängiges Wirtschaftsgrünland ist gerade dann eine ungünstige Situation gegeben, wenn Starkregenereignisse in kurzem zeitlichem Abstand auf die Düngung folgen. Bei dem LfL-Forschungsvorhaben „Saubere Seen“ wurde in zwei Teilprojekten mittels Berechnungsversuchen quantifiziert, wie bei derartigen Standortgegebenheiten sich eine praxisübliche Gülledüngung auf den Phosphorausstrag über die Pfade Zwischenabfluss und Oberflächenabfluss auswirkt und inwieweit durch in die Praxis umsetzbare technische Verfahren eine Reduktion des P-Austrags erreicht werden kann.

Für **drainierte Grünlandflächen** konnte bestätigt werden, dass einzelne Starkregenereignisse direkt nach einer Düngung 50 % des durchschnittlichen jährlichen P-Austrags aus landwirtschaftlichen Flächen bewirken können und damit als Belastungsspitzen zu werten sind. In den Versuchen ging über den Zwischenabfluss, d. h. über Makroporenfluss bis zu 5 % der gedüngten P-Menge verloren. Bemerkenswert war, dass auch im Falle fehlender Düngung, jedoch aus produktionstechnischer Sicht optimaler pflanzenverfügbarer P-Versorgung (CAL-Phosphat) des Bodens, Phosphor mit dem Drainwasser ausgetragen wurde. In seiner Größenordnung lag dieser Anteil bei etwa 10 % des durchschnittlichen jährlichen P-Austrags aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen im Untersuchungsgebiet. Vor allem jedoch zeigten die Untersuchungen, dass die Art der Gülleausbringtechnik über drainiertem Grünland einen signifikanten Einfluss auf den P-Austrag haben kann. So wurde in den Fällen, in denen statt der konventionellen oberflächlichen Ausbringung mit dem Prallteller die Gülle mit einem Injektionsgerät streifenförmig und flach (ca. 1-2 cm) in die Grasnarbe eingeschlitzt wurde, ein im Mittel um 60 % reduzierter P-Austrag aus den drainierten Flächen erzielt. Somit deuten die Ergebnisse darauf hin, dass die flache Gülleinjektion gerade bei ökologisch sensiblen Gewässern mit einem hohen Anteil an drainierten Grünlandflächen im Einzugsbereich eine Möglichkeit sein kann, hohe P-Einträge und P-Konzentrationsspitzen zu senken.

Bei **hängigem Gelände** führten Starkregenereignisse nach Gülledüngung zu einem erheblichen Anstieg in der P-Konzentration des vom Grünland oberflächlich abfließenden Wassers. Im Versuch betrug die Konzentrationszunahme bei praxisüblicher Düngung ungefähr das Zehnfache gegenüber der ungedüngten Kontrollvariante. Es konnte nachgewiesen werden, dass ungedüngte, 5 m breite Randstreifen eine signifikante Reduzierung der Phosphor-Konzentration im abfließenden Wasser und damit eine wesentliche Minderung des Phosphorausstrags bei Hanglagen mit Grünlandnutzung bewirken können. Sie leisten damit einen wertvollen Beitrag zum Gewässerschutz, gerade in Gebieten, die durch hängige Flächen und eine hohe Gewässerdichte geprägt sind.

3.2 Berechnungsversuche auf drainiertem Grünland

3.2.1 Einleitung

Diffuse Nährstoffverluste aus landwirtschaftlich genutzten Flächen können erheblich zur Belastung von Oberflächengewässern beitragen. Dies gilt vor allem für Phosphor, einem wichtigen Faktor für das Algenwachstum und damit für die Eutrophierung. Während die Erosion als Eintragspfad bereits gemeinhin bekannt ist, hat die Bedeutung anderer P-Eintragspfade in Gewässer erst in jüngerer Zeit wissenschaftliche Beachtung erlangt. Dazu zählt auch der P-Austrag aus der Fläche durch Zwischenabfluss über Makroporen („preferential flow“) nach unmittelbar auf Düngungsmaßnahmen folgenden Starkregenereignissen (Withers *et al.*, 2003). Dabei kann der Austrag aus Drainagen auch als Teil des Zwischenabflusses angesehen werden, was schematisch in Abbildung 1 dargestellt ist. Nach Ergebnissen der o.g. Autoren können Starkregenereignisse nach Düngungsmaßnahmen mehr als 50 % des gesamten jährlichen P-Austrages bewirken.

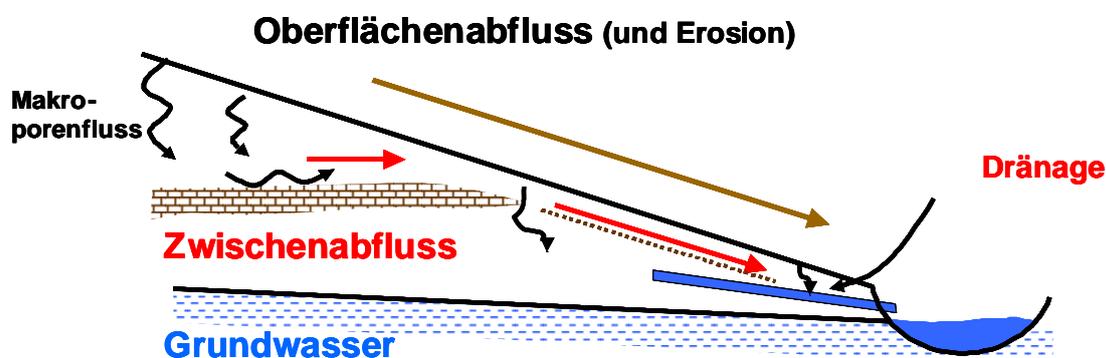


Abb. 1: Wege des P-Transportes in Gewässern unter besonderer Berücksichtigung des Makroporen- und Zwischenabflusses

Im Untersuchungsgebiet ist bei intensiver Rinderhaltung etwa die Hälfte der landwirtschaftlich genutzten Fläche Dauergrünland. Da dieses zum Teil drainiert ist und da der kalkulierte Anteil an unterirdischen Wasserabflüssen bzw. P-Frachten (Grundwasser, Zwischenabfluss, Drainagen) in den Einzugsgebieten sich in einer Größenordnung von ca. 35-65 % bewegte, lag ein Schwerpunkt des o.g. Forschungsvorhabens in der Quantifizierung des P-Austrages aus Drainagen unter Wirtschaftsgrünland bei Düngerapplikation unmittelbar vor einem Starkregenereignis.

Es soll an dieser Stelle deutlich herausgestellt werden, dass es sich bei der Versuchsanstellung (siehe Material und Methoden) um eine „Worst-Case-Situation“ handelt, die jedoch durchaus realitätsbezogen ist, bedenkt man die Auswirkungen von kräftigen Gewitterregen. In diesem Zusammenhang wurde auch der Frage nachgegangen, ob und inwiefern unter derartigen Bedingungen Unterschiede hinsichtlich der Gülleapplikations-Technik bestehen.

3.2.2 Material und Methoden

Die im folgenden beschriebenen Messungen wurden auf natürlichem Dauergrünland auf Pseudogley mit optimaler P-Versorgung (Stufe „C“, 14 mg P₂O₅/100g Boden) eines landwirtschaftlichen Betriebes im Einzugsbereich des „Eixendorfer Stausees“ (Landkreis

Schwandorf/Oberpfalz) durchgeführt. Die Versuchsanlage bestand aus fünf nebeneinander liegenden Plots von je 150 m^2 ($30 \text{ m} \times 5 \text{ m}$) Größe über einem bereits vorhandenen Drainsystem (Sauger in 70 cm Tiefe mit 7 cm Durchmesser). Jeder Plot befand sich dabei mittig über je einem Drän. Der schematische Aufbau des Versuchs wird in Abbildung 2 gezeigt.

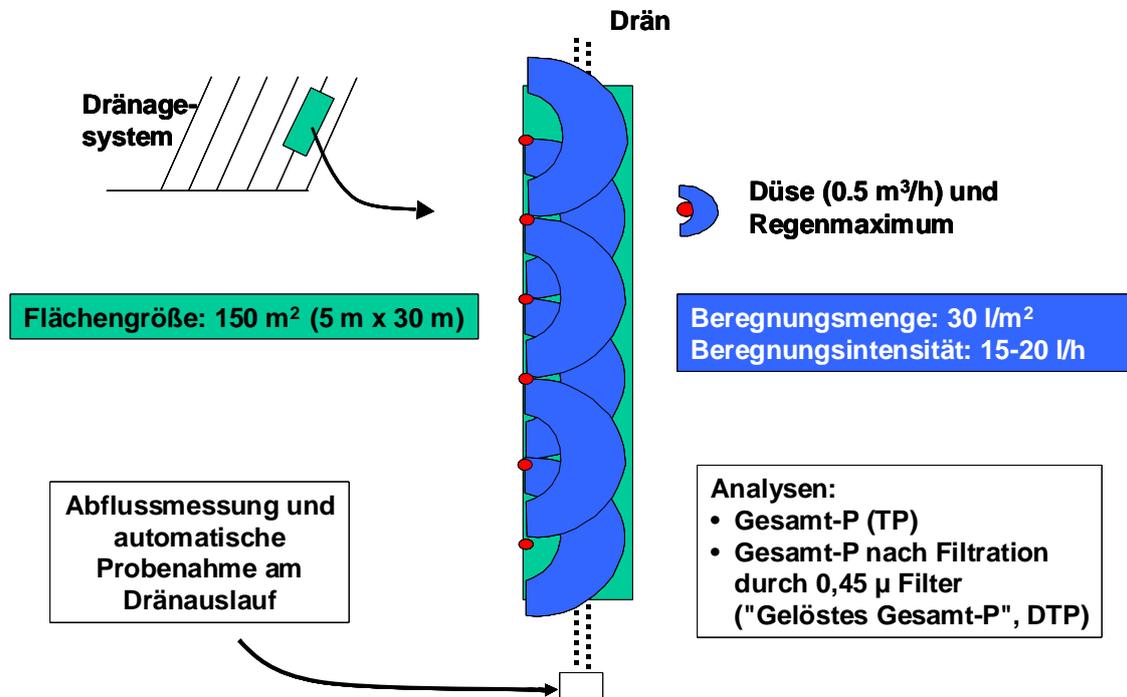


Abb. 2: Aufbau und Durchführung der Beregnungsversuche

Beregnung

Das Starkregenereignis auf den einzelnen 150 m^2 großen Plots wurde mittels einer Beregnungsanlage simuliert. Die Beregnungsanlage bestand aus einer Anordnung von 180° -Düsen, die eine halbmondförmige Verteilung des Niederschlags erzeugen (Radius 5 m). Die Beregnungsfläche je Düse betrug theoretisch $39,26 \text{ m}^2$, aufgrund der Tröpfchenverteilung aber nur ca. 30 m^2 effektiv. Zur möglichst gleichmäßigen Beregnung der 150 m^2 wurde eine lineare Anordnung bei einfacher Überlappung gewählt (siehe Abbildung 2).

Über einen Hydranten wurde ein konstanter Düsendruck gewährleistet. Um bei höheren Windgeschwindigkeiten eine Abdrift zu vermeiden, wurde ein Windschutz eingesetzt. Die Beregnungsmenge betrug $30 \text{ l}/\text{m}^2$, die Beregnungsintensität lag bei $15\text{-}20 \text{ l}/\text{h}$. Das Beregnungswasser zeigte bei Stichproben eine schwache Mineralisierung bzw. Leitfähigkeit (ca. $130\text{-}140 \mu\text{S}$) und war nahezu P-frei ($0,003 \text{ mg TP/l}$).

Die einzelnen Beregnungen erfolgten zu Vegetationsbeginn und bei geeignetem Wetter nach jedem Schnitt. Die Versuche wurden in einem dreijährigen Zeitraum durchgeführt. Da die Böden naturgemäß unterschiedliche Ausgangswassergehalte aufwiesen, erfolgte am Abend vor der Gülleapplikation und dem künstlichen „Starkregenereignis“ solange eine Vorwässerung, bis der jeweilige Drän anfang zu laufen.

Varianten

Drei Varianten wurden untersucht: Beregnung ohne Gülleapplikation (Null), Beregnung unmittelbar nach oberflächlicher Gülleausbringung mit Prallteller und praxisüblicher Technik (Gülle-Prall) sowie Beregnung nach Gülleapplikation mittels Injektion (siehe nachstehende Abbildung 3) in 2 cm Tiefe (Gü-Inj.), wobei auch das hierfür verwendete Gerät in der Region in der Praxis eingesetzt wurde.



Abb. 3: Gülleausbringung mit flacher Injektion (Schlitztechnik)

In Hinblick auf die Ergebnisse und deren Diskussion ist darauf hinzuweisen, dass es sich bei dieser Art der Injektion nicht um ein tiefes Einbringen der Gülle mit Durchtrennung der Wurzelmasse der Grasnarbe, sondern – wie auch Abbildung 3 zeigt - vielmehr um ein flaches „Einschlitzten“ handelte. Eine Verletzung der Grasnarbe bzw. eine damit verbundene ungünstige Entwicklung der Pflanzenbestände konnte nach Rückmeldung aus der Praxis, die das Gerät großflächig im Einzugsgebiet einsetzte, nicht beobachtet werden.

Bei beiden Güllevarianten wurde zu jeder Beregnung einheitlich eine Menge von jeweils 25 m²/ha Rindergülle mit knapp 7 % TS ausgebracht. Dies bedeutete im Mittel eine Applikation von ca. 15 kg Gesamt-Phosphor (TP) bzw. ca. 34 kg P₂O₅. Davon bestand rund ein Drittel aus gelöstem Phosphor (DTP).

Die drei Versuchsvarianten rotierten im Verlauf der zwei Untersuchungsjahre auf den fünf Plots, so dass damit eine gleichmäßige Verteilung der Versuchsvarianten (Randomisierung) über einen räumlich-zeitlichen Ansatz erzielt wurde.

Abflussmessung und P-Bestimmung

Die Abflussmessung und Probenahme für die P-Bestimmung im Labor erfolgte automatisch jeweils am Ende eines Dräns, der zu diesem Zweck aufgedrückt und mit einem automatischen Probenehmer verbunden war (siehe Abbildung 4). Das aus dem Drän ablaufende Wasser wurde in einen eigens installierten Putzkasten (Bauteil aus dem Bereich der Kanalisation), in den ein 60°V-Wehr und ein Probenahmeschlauch integriert waren, geleitet. Dabei wurde zum Einen die Pegelhöhe über ein Einperlmodul (Genauigkeit ± 0,003 m) gemessen und zum Anderen Wasserproben genommen und in den angeschlossenen Probenehmer gepumpt.

Die Berechnung des Abflusses erfolgte aus der Pegelhöhe über Formeln für geeichte V-Wehre. Mit der Probenahme wurde zu Abflussbeginn begonnen. Das aus dem Putzkasten hinten austretende Wasser wurde in eine kleine Grube geleitet, die mittels einer Tauchpumpe regelmäßig geleert wurde.

In Anbetracht der unterschiedlichen hydrologischen Gegebenheiten bei der Versuchsserie und der daraus resultierenden Differenzen bei den Abflussmengen wurde eine zeitproportionale Probenahme zur besseren Vergleichbarkeit der Ergebnisse bevorzugt. Als Schema wurden folgende Intervalle nach Abflussbeginn der Dränage festgelegt: Für die ersten 5 Flaschen alle 3 Minuten eine Probe, für die nächsten 5 Flaschen alle 6 Minuten eine Probe und für die nächsten 14 Flaschen alle 12 Minuten eine Probe. Dabei wurden jeweils 5 Proben/Flasche zu je 150 ml gezogen.



Abb. 4: Abflussmessung und Probenahme am Drän

Das Dränwasser wurde auf Gesamt-P (TP) und nach Filtration durch einen Filter mit 0,45 Mikrometer Durchmesser auf „Gelöstes Gesamt-P“ (DTP) untersucht.

Hingewiesen sei, dass Phosphor in Tabellen und Text als Rein-P und nicht als Oxidform angegeben ist, sofern dies nicht ausdrücklich anders dargestellt ist.

3.2.3 Ergebnisse und Diskussion

Bei der gewählten Beregnungsintensität und -menge betrug die durchschnittliche Abflussrate 13 % ($4,0 \text{ l/m}^2$). Trotz der Vorwässerung der Parzellen am Abend vor der eigentlichen künstlichen Beregnung schwankten die Abflüsse am Drän, die P-Konzentrationen und die ausgetragenen P-Frachten selbst bei gleichen Varianten in einem weiten Rahmen. Dies erfordert eine differenzierte Betrachtung.

Mittlere P-Austräge

Tabelle 1 zeigt, dass im Mittel aller Versuche nach einem künstlichen „Starkregenereignis“ über die Drainage ohne Gülledüngung 45 g Gesamtphosphor (TP), nach Gülleapplikation mit Prallteller 300 g TP und nach Gülle-Injektion 120 g TP pro Hektar ausgetragen wurden. Der maximale P-Austrag (siehe Gülle-Prall_{max.}) erreichte einen Wert von knapp einem Kilogramm Gesamt-Phosphor (TP), was 2,2 Kilogramm P_2O_5 pro Hektar entspricht. Bezogen auf die über die Gülle ausgebrachte P-Menge betrug der apparente, d. h. scheinbare Verlust des Gülle-TP $[(\text{Gülle-TP} - \text{Null-TP})/\text{Dünge-TP}]$ am Drain 0,5 % bei

Schlitztechnik bzw. 1,8 % beim Pralltellerverfahren, erreichte bei letzterem aber im Maximalfall eine Höhe von rund 5 %.

Diese Zahlen erscheinen auf den ersten Blick niedrig, insbesondere wenn man die im Vergleich dazu die verhältnismäßig hohe Nährstoffmenge von 30-35 kg Phosphor bzw. 70-80 kg P₂O₅ pro Hektar gegenüberstellt, die bei den gegebenen Standortverhältnissen vom Grünland abgefahren werden (LfL, 2007).

Tab. 1: P-Frachten und P-Konzentrationen im Drainageabfluss nach künstlich erzeugten Starkregenereignissen

Parameter	Gesamt-Mittel (n = 29)	Effekt Varianten (Pr>F)		Varianten		
				ohne Gülle (n = 10)	G-Prall (n = 9)	G-Inj. (n = 10)
Abfluss am Drän (l/m ²)	4,0	0,176 n.s.	Mittel v (%) Min – Max	5,6 a 77 0,9 – 15,8	3,0 a 70 0,3 – 6,0	3,4 a 76 0,8 – 8,8
Düngung (kg TP/ha)	14,2 (n = 19)	0,680 n.s.	Mittel v (%) Min – Max	-	13,9 a 27 10,0 – 19,7	14,6 a 23 10,0 – 19,7
TP-Fracht (g/ha)	150	0,008 **	Mittel v (%) Min – Max	45,4 bc 62 4 – 82	299,8 a 95 42 – 960	120,0 b 72 34 – 317
DTP-Fracht (g/ha)	69	0,028 *	Mittel v (%) Min – Max	34,6 b 68 2 – 72	115,3 a 88 13 – 282	61,6 ab 60 13 – 126
DTP/TP (%)	57	0,0005 ***	Mittel v (%) Min – Max	75 a 23 49 – 95	40 c 40 7 – 57	54 b 32 33 – 93
Konz. TP (mg/l)	5,4	< 0,0001 ***	Mittel v (%) Min – Max	0,85 bc 47 0,49– 1,81	12,02 a 61 3,0 – 24,2	3,89 b 33 2,1 – 6,0
Konz. DTP (mg/l)	2,1	< 0,0001 ***	Mittel v (%) Min – Max	0,63 c 47 0,25– 1,20	3,90 a 43 1,5– 6,1	2,01 b 34 1,1– 3,4

Erklärungen zu Tabelle 1

Effekt Varianten Pr>F: Höhe der Irrtumswahrscheinlichkeit (z. B. 0,176 = 17,6%) , dass signifikante Effekte zwischen den Varianten vorhanden sind. Eine Irrtumswahrscheinlichkeit von >0,05 bedeutet definitionsgemäß, dass keine signifikanten Unterschiede (n.s.) zwischen den Varianten vorliegen. Von signifikanten Unterschieden (*) spricht man, wenn die Irrtumswahrscheinlichkeit zwischen >0,01 und 0,05 liegt. Eine Irrtumswahrscheinlichkeit im Bereich von >0,001 bis 0,01 wird als hoch signifikant (***) und eine solche von 0,001 und kleiner als sehr hoch signifikant (***) bezeichnet.

Mittelwerte: Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Mittelwertsunterschiede bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5%.

v (%): Der Variationskoeffizient (Standardabweichung*100/Mittelwert) erlaubt einen Vergleich der Streuung der Einzelwerte um den Mittelwert bei verschiedenen Merkmalen, unbeeinflusst von der Art und Größe des Mittelwertes. So zeigt z. B. bei der Variante „G-Prall“ der Vergleich der Variationskoeffizienten zwischen der TP-Fracht (95%) und der TP-Konzentration (61%), dass bei letzterer die Einzelwerte relativ betrachtet wesentlich weniger um den Mittelwert streuten.

Jedoch ist zu berücksichtigen, dass unter den gewählten Versuchsbedingungen bereits ohne Düngung im Mittel 8 %, bei flächiger Gülledüngung über 50 % und bei der flachen Gülleinjektion ca. 20 % von der gesamten durchschnittlichen jährlichen P-Fracht aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen (0,56 kg TP/ha) im Einzugsgebiet des Eixendorfer Stausees erreicht wurden. Versuchsergebnisse von *Diepolder et al. (2006)* ergaben bei undrainiertem Grünland im Allgäuer Alpenvorland einen jährlichen P-Austrag aus dem Wurzelraum in einer Größenordnung von ca. 300-400 g TP bzw. 0,7-0,9 kg P₂O₅ pro Hektar und Jahr. Bezieht man die Extremwerte von Tabelle 1 in die Betrachtung mit ein, so wird die Bedeutung des Zwischenabflusses aus Drainagen – und der damit verbundenen P-Fracht – gerade nach direkt auf Düngungsmaßnahmen folgenden Starkregenereignissen ersichtlich.

Es wird deutlich, dass die Technik der Gülleapplikation eine bedeutende Rolle zu spielen scheint. Bemerkenswert ist aber auch, dass bei fehlender Düngung vor einem Starkregenereignis Phosphor ausgetragen wurde.

Beziehung zur Abflussmenge

Relativ unabhängig von den Varianten schwankten die Abflüsse am Drän wohl aufgrund der räumlichen und zeitlichen Variabilität des Porensystems zwischen 0,3 und 16 l/m². Aus Abbildung 5 und Tabelle 2 geht hervor, dass - trotz der starken Streuung - mit steigender Abflussmenge bei allen Varianten eine kontinuierliche und signifikante ($r^2 = 0,52$ bis 0,86) Zunahme der ausgetragenen TP- und DTP-Frachten zu verzeichnen war.

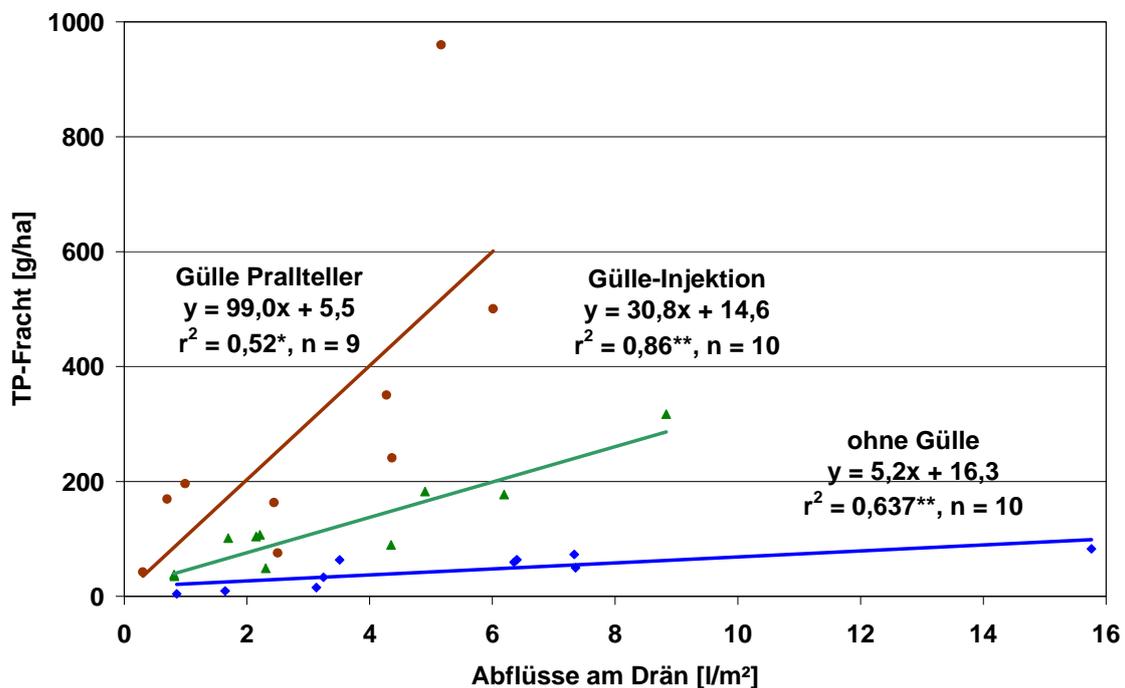


Abb. 5: Beziehungen zwischen Abfluss-Menge und Austrag an Gesamt-Phosphor (TP) bei verschiedenen Düngungsvarianten

Dabei war der Anstieg der TP-Fracht mit zunehmender Abflussmenge bei breitflächiger Gülleausbringung mit dem Prallteller um den Faktor 19 und bei Gülleinjektion um den

Faktor 6 höher als bei der Kontrollvariante (Verlagerung von Boden-TP). Für das gelöste Phosphor (DTP) wurden bei den Güllevarianten ebenfalls signifikante, jedoch deutlich weniger steile Anstiege gemessen (siehe Tabelle 2). Das Verhältnis von „Gülle-Prall“ und „Gülle-Inj.“ zu „Null“ betrug hier ca. 10:1 bzw. 2,7:1. Damit zeichnete sich für beide P-Fractionen eine ähnliche Abstufung zwischen den beiden Gülle-Applikationstechniken zugunsten der Injektion ab.

Tab. 2: Beziehung zwischen Abflussmenge am Drän [x (l/m^2) und P-Fracht [y (g/ha TP, DTP)] sowie P-Konzentration [y (mg/l TP, DTP)]

Y	Varianten		
	ohne Gülle (n = 10)	G-Prall (n = 9)	G-Inj. (n = 10)
Fracht TP	$Y = 16,3 + 5,23x$ $r^2 = 0,64$ **	$Y = 5,5 + 99,00 x$ $r^2 = 0,52$ *	$Y=14,6 + 30,77x$ $r^2 = 0,86$ **
Fracht DTP	$Y = 9,0 + 4,61x$ $r^2 = 0,70$ **	$Y = 18,1 + 44,9 x$ $r^2 = 0,84$ ***	$Y=18,8 + 12,47x$ $r^2 = 0,77$ ***
Konz. TP	$r^2 = 0,02$ n.s.	$r^2 = 0,18$ n.s.	$r^2 = 0,20$ n.s.
Konz DTP	$r^2 < 0,01$ n.s.	$r^2 < 0,01$ n.s.	$r^2 = 0,21$ n.s.

P-Formen

Bei der ungedüngten Kontrollvariante bestand der ausgetragene Phosphor weitestgehend aus gelöstem Phosphor, während bei der Ausbringung mit dem Prallteller rund 60 % und bei Gülleinjektion rund 50 % der am Drän abgelaufenen P-Fracht aus partikulärem Phosphor bestand (siehe Tabelle 1). Der insgesamt höhere Anteil an partikulärem Phosphor am ausgetragenen Gesamt-P bei den Güllevarianten bzw. der niedrigere Anstieg an DTP im Verhältnis zu TP (siehe Tabelle 2) kann als ein deutlicher Hinweis darauf angesehen werden, dass nur ein geringer Teil des Dünger-P über die Bodenmatrix in die Drainagen gelangt, sondern der Haupt-Eintragspfad direkt über die Makroporen erfolgt. Beispiele für derartige Makroporen sind Regenwurmgänge, abgestorbene Wurzelgänge oder Schrumpfrisse. Gülle-Phosphor, welcher breit verteilt auf der Oberfläche liegt (Ausbringung mit Prallteller), scheint nach Starkregenereignissen stärker von der Auswaschung betroffen zu sein als in den Boden injizierter bzw. nicht-flächig applizierter Phosphor.

P-Konzentration

Aus ökologischer Sicht ist neben der P-Fracht auch die Konzentration im Dränwasser entscheidend. Interessanterweise bestand bei keiner Variante eine Beziehung zu der Abflussmenge ($r^2 = 0,01$ bis $0,21$, siehe Tabelle 2). Dies lässt darauf schließen, dass im Falle hoher anfallender Wassermengen aus den Drainagen nicht zwangsläufig mit niedrigen Nährstoffkonzentrationen („Verdünnungseffekt“) des von der Fläche abfließenden Wassers zu rechnen ist.

Zwischen den einzelnen Varianten zeigten sich im Mittel signifikante Unterschiede bei den TP- und DTP-Konzentrationen, wobei auch hier durch die organische Düngung und insbesondere bei der oberflächlichen Ausbringung ein deutlicher Anstieg der P-

Konzentrationen gegenüber der Kontrollvariante (Null) zu verzeichnen war. So betragen die P-Konzentrationen im Drainagewasser nach Starkregen bei der Variante ohne vorherige Gülleapplikation im Mittel 0,85 mg TP/l bzw. 0,63 mg DTP/l. Diese Werte erhöhten sich bei der flacher Gülleinjektion nur tendenziell auf 3,9 mg TP/l bzw. 2,0 mg DTP/l. Sie stiegen jedoch im Falle des konventionellen Pralltellerverfahrens sprunghaft und hoch signifikant absicherbar auf 12,0 mg TP/l bzw. 3,9 mg DTP/l an (siehe Tabelle 1). Hingewiesen sei auch auf die großen Streuungen (Minimum bis Maximum) der aufgetretenen P-Konzentrationen bei den Einzelmessungen. Bemerkenswerterweise wies das relative, auf den Mittelwert bezogene Streuungsmaß (Variationskoeffizient) bei der Gülleinjektion den niedrigsten Wert auf.

Bei mehrjährigen Untersuchungen von Saugkerzenanlagen unter Wirtschaftsgrünland fanden *Diepolder et al. (2006)* unter organisch gedüngten Parzellen durchschnittliche P-Konzentrationen von 0,04-0,39 mg TP/l im langsam dränenden Bodenwasser. Hierbei zeichnete sich nicht eindeutig eine erhöhte P-Belastung bei gedüngten gegenüber ungedüngten Varianten ab. Vergleicht man diese Werte mit den in Tabelle 1 aufgeführten Konzentrationen von ca. 4-12 mg TP/l, so liegen die auf drainiertem Grünland gemessenen P-Konzentrationen in Drainagewasser um etwa ein bis zwei Zehnerpotenzen höher. Folglich stellen Starkregenereignisse, welche unmittelbar auf Gülledüngung folgen, nicht nur wegen der ausgetragenen P-Frachten, sondern auch hinsichtlich der auftretenden hohen P-Konzentrationen im abfließenden Drainagewasser Phosphor-Belastungsspitzen für Gewässer dar.

3.2.4 Fazit und Ausblick

Starkregenereignisse nach Düngungsmaßnahmen können nicht nur im Ackerbau, sondern auch auf Wirtschaftsgrünland über Drainagen gerade im Einzugsbereich von sensiblen Oberflächengewässern ökologisch bedenklich sein. Die daraus resultierende Konsequenz, Güllegaben vor zu erwartenden starken Niederschlägen zu unterlassen, führt zweifelsohne zu einem gewissen Zielkonflikt zwischen der Abwägung von P-Verlusten in Oberflächengewässer und Ammoniak-Verlusten in die Luft. Zudem stößt sie in der Praxis auch auf Probleme bezüglich der Wettervorhersage („Normaler Regen oder Starkregen?“)

Durch die Wahl der Gülleapplikationstechnik können P-Einträge verringert werden. Die dargestellten Ergebnisse zeigen, dass bei flacher Injektion („Gülle-Schlitzten“) die TP-Frachten aus der Drainage um ca. 60 % gegenüber über dem Pralltellerverfahren (flächige Applikation) reduziert wurden. Inwieweit dies auch für andere nicht-flächige Applikationstechniken wie Schleppschlauch- und Schleppschuhverfahren zutrifft, konnte in diesem Projekt aus Gründen des Versuchsumfanges nicht vollständig geklärt werden. Allerdings deuten jüngere Untersuchungen des österreichischen Bundesamtes für Wasserwirtschaft (STRAUSS, PERS. MITTEILUNG) in der bayerisch-österreichischen Grenzregion (Landkreis Traunstein) diesbezüglich ebenfalls positive Effekte an. Es besteht aber noch weiterer Forschungsbedarf.

Bei der Gülleinjektion sind sowohl betriebswirtschaftliche Aspekte (teurere Technik, höherer Verschleiß, geringere Schlagkraft) und bei Grünland auch pflanzenbauliche Gesichtspunkte (mögliche Narbenverletzungen, evtl. Zunahme von Verunkrautung) zu berücksichtigen.

Wohl aber deuten die dargestellten Ergebnisse darauf hin, dass die Gülleinjektion trotz der genannten Nachteile gerade in ökologisch sensiblen Gewässern mit hohem Anteil an drai-

nierten Grünlandflächen im Einzugsbereich eine Möglichkeit bietet, die P-Einträge zu senken.

Bei der Ausgestaltung des neuen bayerischen Kulturlandschaftsprogramms (KULAP-A) wird die Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger durch Injektionsverfahren bei Acker- und Grünland als eine „spezielle Bewirtschaftungsformen zum Erhalt der Kulturlandschaft (Maßnahme 4.6)“ gefördert.

3.3 Berechnungsversuche auf hängigem Grünland mit und ohne Randstreifen

3.3.1 Einleitung

Bei Starkregenereignissen - insbesondere nach kurz zuvor ausgebrachter Gülledüngung – ist mit einem sprunghaften Anstieg der Phosphorkonzentrationen bzw. P-Frachten aus der landwirtschaftlich genutzten Fläche zu rechnen, woraus sich Belastungsspitzen für Oberflächengewässer ergeben können.

Während Kapitel 3.1 sich mit unterirdischen Austragspfaden im Grünland befasste, wird im folgenden der Frage nachgegangen, welche Rolle der oberflächliche P-Austrag bei hängigen Grünlandflächen und Starkregen spielen kann. Insbesondere soll beantwortet werden, ob bzw. inwieweit sich bei derartigen Bedingungen durch ungedüngte Randstreifen vor Oberflächengewässern eine Minderung ihrer P-Belastung erreichen lässt.

Bisherige Erfahrungen mit Abschwemmversuchen unter ausschließlich standortgegebenen Niederschlagsverhältnissen zeigen jedoch, dass vergleichsweise lange Versuchszeiträume mit einer ausreichenden Zahl an „natürlichen“ Abschwemmereignissen erforderlich sind, um hinreichend genaue Mittelwertvergleiche zwischen Bewirtschaftungsvarianten zu erhalten (POMMER ET AL., 2001; DIEPOLDER et al., unveröffentlicht). Daher wurden bei dem Eixendorfer Teilprojekt zur Wirkung von Randstreifen in einer einjährigen (2004) Versuchsserie die Starkniederschläge unterschiedlicher Intensität mit einer Beregnungsanlage zu mehreren Terminen im Jahr simuliert. Da die Methodik sich in einigen Teilen von der in Kapitel 3.1 genannten unterscheidet, wird sie nachfolgend eigens beschrieben.

3.3.2 Material und Methoden

Es wurden drei Versuchsglieder hinsichtlich ihres Abflussverhaltens und P-Austrages verglichen: Eine Kontrollvariante ohne Düngung (1) sowie bei zwei mit Gülle gedüngten Varianten eine solche ohne Randstreifen (2) und eine weitere, wo zwischen der begüllten Fläche und der Abflusserfassung ein 5 m breiter ungedüngter Randstreifen (3) lag.

Das Versuchsprinzip und den Versuchsaufbau verdeutlichen die Abbildungen 6 und 7. Bei den Varianten 2 und 3 wurde die Gülle (ca. 25 m³/ha mit ca. 5,0 % TS) per Hand mit einer Gieskanne kurz vor der Beregnung ausgebracht. Damit wurden durchschnittlich 12,2 kg Gesamt-P/ha (TP in Elementform) bzw. 28 kg P₂O₅/ha (Oxidform) gedüngt; knappe 30 % des TP lagen als „löslicher“ - d. h. einen Mikrofilter passierbarer - Phosphor (DTP) vor.

Anzumerken ist, dass auf dem Praxisschlag (ca. 3 ha mit 14 % Gefälle) die drei Varianten nicht zu einem einzelnen Beregnungstermin zusammen geprüft wurden. Vielmehr wurde die Untersuchungsreihe folgendermaßen durchgeführt: Während der jeweils mehrere Tage dauernden „Versuchsperioden“ vom Frühjahr bis Herbst 2004 wurde zu den ortsüblichen

Düngungsterminen (niedriger Grünlandbestand im Frühjahr bzw. kurz nach den Schnitten) pro Tag eine Variante durchgeführt. Die einzelnen Varianten waren auch nicht ortsgebunden, sondern wechselten über den Praxisschlag, womit eine räumlich-zeitliche Randomisierung erreicht wurde. Pro Versuchsglied wurden während jeder Versuchsperiode in der Regel mehrere Wiederholungen durchgeführt. Die Versuchsanordnung erfolgte in der Weise, dass bei allen Varianten nicht nur die begülte Fläche (25 x 4,5 m), sondern auch die berechnete Fläche (30 x 4,5 m) stets gleich war. Somit erklärt sich die in Abbildung 1 ersichtliche Ausgleichsfläche bei Variante 2. Dadurch sollte erreicht werden, dass das Wasser bei allen drei Varianten stets über die gleiche Flächengröße läuft. Mittels eines Leitblechsystems (siehe Abbildungen 6 sowie 7 links) wurde das Wasser sowohl innerhalb der Versuchspartzele gehalten als auch die Ausbildung bevorzugter Fließwege entlang der Seitenleitbleche verhindert.

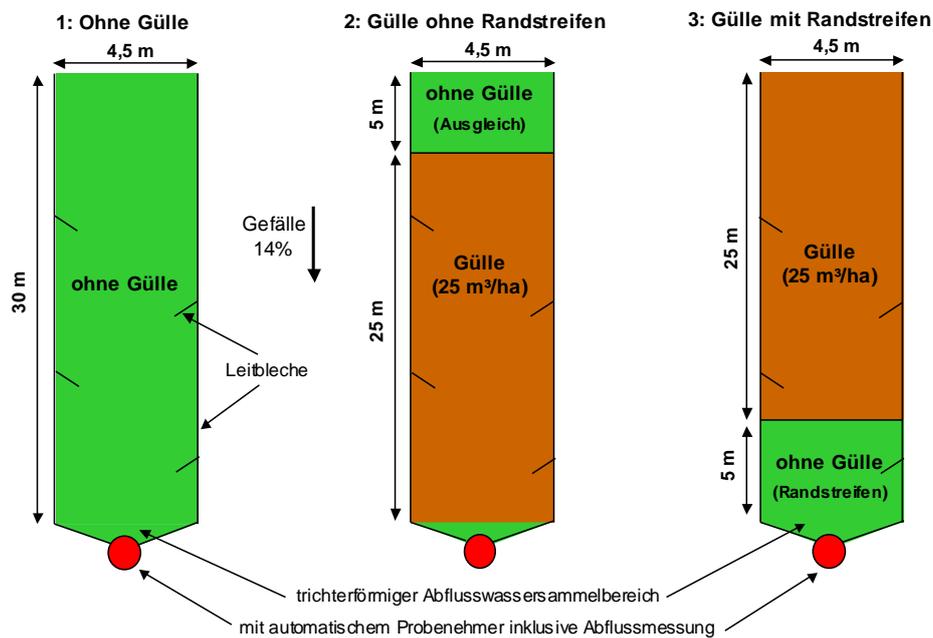


Abb. 6: Darstellung von Versuchsaufbau, Varianten und Abflussmessung



Abb. 7: Beregnungsanlage mit Windschutz und Leitblechen (links); Detailaufnahme vom trichterförmigen Abflusssammelbereich (rechts)

Mit einer Beregnungsanlage wurden künstlich Starkregenereignisse simuliert. Da während der einzelnen Versuchstage im Boden unterschiedliche Feuchteverhältnisse vorlagen, erwies es sich methodisch in Hinblick auf eine geeignete Auswertung am günstigsten, die Beregnung und Abflussmessung in folgender Weise durchzuführen: Es wurde so lange beregnet, bis der Abfluss begann und die bis dahin ausgebrachte Wassermenge festgehalten. So konnten „einheitliche Ausgangsvoraussetzungen“ geschaffen werden. Dann wurde die Wassermenge stufenweise um je 5 l/m^2 erhöht. Pro Stufe wurde jeweils der entsprechende Abfluss aufgefangen, dann erst weiter beregnet. Dadurch erhielt man eine einheitliche Beregnungssteigerungsreihe (5, 10, 15, 20, 25, 30 l/m^2 „nach Abflussbeginn“). Durch Stichproben wurde untersucht, ob diese gewählte Vorgehensweise zu keinen Verfälschungen führte. Dabei wurden die Wasserabflüsse und P-Frachten der „durchgehenden“ Beregnungsintensitäten mit den entsprechenden „Beregnungssteigerungsreihen“ verglichen. Es zeigte sich, dass die Parameter bei beiden Verfahren gut miteinander vergleichbar waren – die Abweichungen zwischen den Ergebnissen lagen innerhalb des natürlichen Fehlerbereiches.

Die Erfassung des Wasserabflusses und die Probenahme erfolgte automatisch. Im aufgefangenen Wasser wurden die Konzentrationen an Gesamt-P (TP) und an „löslichem“, Phosphor (DTP) bestimmt. Dadurch konnten die dazugehörigen, auf einen Hektar bezogenen TP/DTP-Frachten errechnet werden.

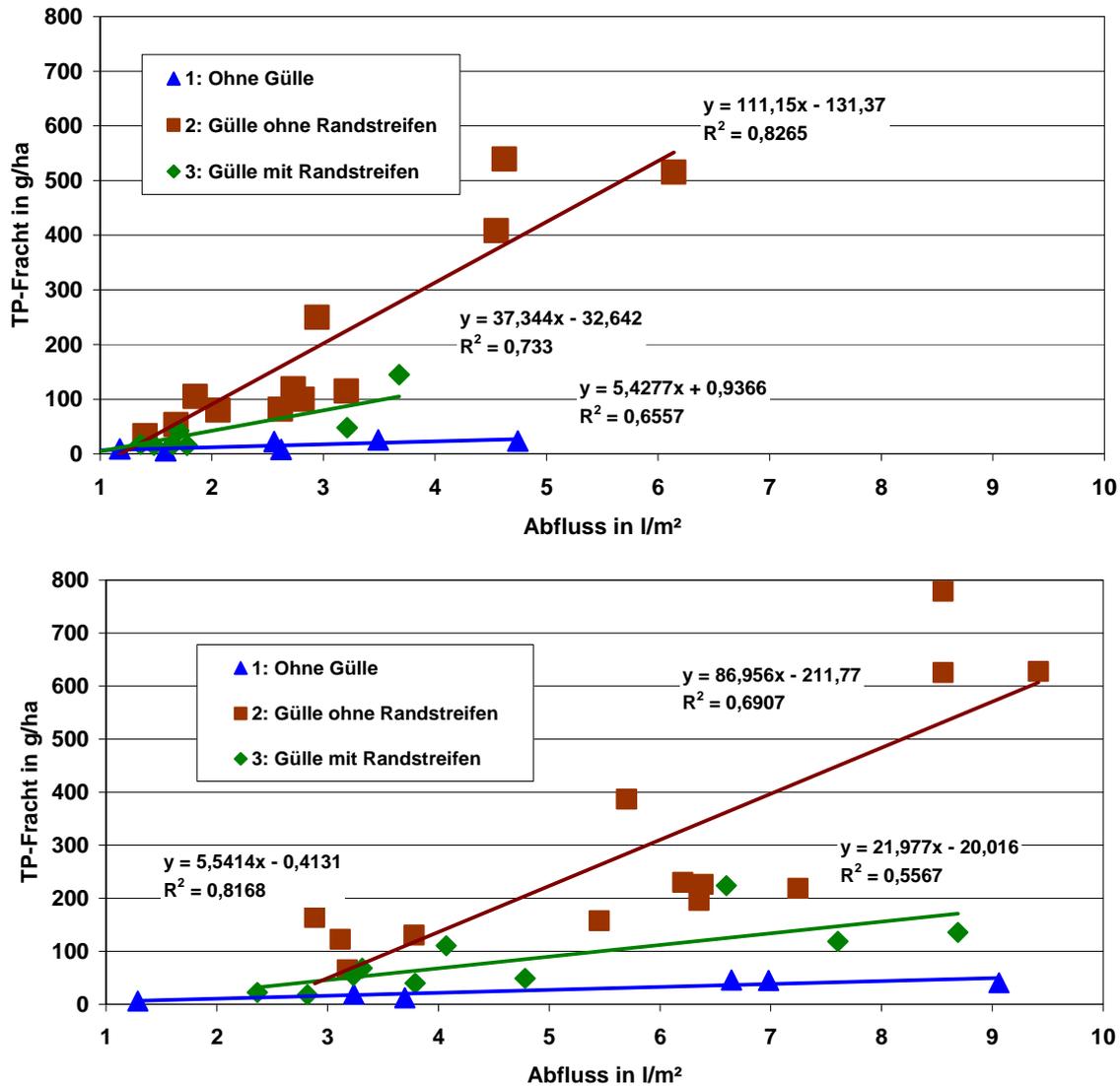


Abb. 8: Beziehung zwischen Abflussmenge und P-Fracht (TP) bei den drei Varianten bei Berechnungsmengen von 10 l/m² (oben) und 20 l/m² (unten) nach Abflussbeginn

3.3.3 Ergebnisse und Diskussion

Zunächst wurde bei den drei Versuchsvarianten die Beziehung zwischen der Höhe des Wasserabflusses und der TP-Fracht analysiert. Dies erfolgte für alle sechs Berechnungsintensitäten jeweils einzeln. Exemplarisch ist davon auf der vorigen Seite in Abbildung 8 für zwei Berechnungsmengen (10 bzw. 20 l/m² nach Abflussbeginn) die Abhängigkeit der TP-Fracht von der Höhe des Wasserabflusses und der Variante graphisch dargestellt.

Erkennbar ist bei allen Varianten ein Anstieg des ausgetragenen Gesamt-Phosphors (TP) mit zunehmendem Wasserabfluss. Es wird zudem deutlich, dass der Anstieg der TP-Fracht mit zunehmendem Wasserabfluss bei der begühten Variante ohne Randstreifen (2) am höchsten war und sich deutlich von der Randstreifenvariante (3) und dem ungedüngten Kontrollglied (1) abhob. Im Prinzip traf dieser Sachverhalt auch auf die übrigen vier Berechnungsintensitäten zu, deren Regressionen hier nicht explizit dargestellt sind.

Somit ist bereits bei dieser Form der Auswertung - die nachstehend beschriebenen Mittelwertsvergleiche ergänzend - der positive Effekt eines ungedüngten Randstreifens ersichtlich.

Erkennbar ist aber auch bei beiden Abbildungen die große Streuung zwischen den einzelnen Wiederholungen der Varianten. Diese Streuung erklärt sich aus der Versuchskonzeption unter Praxisbedingungen mit unterschiedlich räumlich-zeitlichen Boden- und vor allem Bodenfeuchte-Bedingungen während der Vegetationsperiode. Es wird daher verständlich, dass die Absicherung von quantitativen Aussagen zur Wirkung von Randstreifen in Form von durchgeführten Mittelwertsvergleichen nur über eine entsprechend hohe Anzahl an Wiederholungen möglich war.

Für die folgenden Betrachtungen wurden in einem zweiten Schritt der Auswertung die Einzelwerte der Wiederholungen innerhalb einer Variante und einer bestimmten Beregnungsintensität zu Mittelwerten zusammengefasst und diese unter Verwendung biometrischer Tests miteinander verglichen. In Tabelle 1 sind Mittelwertsvergleiche für verschiedene Parameter dargestellt.

Wirkung des Randstreifens bei Starkregen

Bezogen auf die über die Gülle ausgebrachte durchschnittliche TP-Menge von 12,2 kg/ha ließen sich die mit dem Oberflächenabfluss ausgetragenen „scheinbaren“, das heißt berechneten mittleren TP-Verluste ohne Randstreifen $[(\text{Variante 2} - \text{Variante 1})/\text{Dünge-TP}]$ auf 1,2 % bei der niedrigsten und auf 4,2 % bei der höchsten Beregnungsstufe quantifizieren.

Aus Tabelle 3 kann entnommen werden, dass die Anlage eines 5 m breiten ungedüngten Randstreifens zwischen der begüllten Fläche und der Auffangvorrichtung (siehe Abbildungen 6 und 7) bei allen Beregnungsstufen eine signifikante Minderung der Konzentrationen an Gesamtphosphor (TP) bzw. löslichem Phosphor (DTP) des abgeflossenen Wassers bewirkte. Dadurch konnte eine erhebliche Reduzierung der ausgetragenen P-Frachten erreicht werden. Es wurde zudem durch den ungedüngten Randstreifen umso mehr Phosphor (sowohl Gesamt-P als auch löslicher Phosphor) auf dem Grünland zurückgehalten, je intensiver beregnet wurde. So lag der Rückhalt bei Beregnungsmengen von 5-10 l/m² nach Abflussbeginn in einer Größenordnung von ca. 135-155 g TP/ha und stieg bei Beregnungsmengen von 25-30 l/m² auf 340-365 g TP/ha an. Abbildung 9 zeigt die oben erläuterten Zusammenhänge zwischen durchschnittlicher TP-Fracht, Variante und Beregnungsmenge.

Tab. 3: Mittlere Berechnungsmengen, Wasserabflüsse, P-Konzentrationen und P_{gesamt} -Frachten sowie Anteil der löslichen P-Fracht an der TP-Fracht der drei Varianten bei unterschiedlichen Berechnungsmengen nach Abflussbeginn (unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikant unterschiedliche Mittelwerte)

Parameter	Varianten	Berechnungsmenge nach Abflussbeginn (l/m ²)					
		5	10	15	20	25	30
Anzahl Messungen (n)	1: ohne Gülle 2: Gülle ohne Rand. 3: mit Randstreifen	7 12 10	7 13 10	6 12 9	6 13 10	5 8 8	3 7 8
Ø Berechnungsmenge P_{gesamt} (l/m ²)	1: ohne Gülle 2: Gülle ohne Rand. 3: mit Randstreifen	37,1 ^a 28,8 ^a 31,0 ^a	42,1 ^a 35,4 ^a 36,0 ^a	45,0 ^a 38,8 ^a 37,8 ^a	50,0 ^a 45,0 ^a 45,0 ^a	50,0 ^a 41,3 ^b 46,3 ^{ab}	53,0 ^a 45,0 ^b 50,6 ^{ab}
Ø Abflussmenge (l/m ²)	1: ohne Gülle 2: Gülle ohne Rand. 3: mit Randstreifen	1,3 ^{ab} 1,9 ^a 0,8 ^b	2,4 ^a 2,9 ^a 1,8 ^a	3,5 ^a 4,3 ^a 3,0 ^a	5,2 ^a 5,9 ^a 4,7 ^a	7,5 ^a 7,8 ^a 6,1 ^a	9,2 ^a 10,1 ^a 9,3 ^a
Verhältnis Abfluss zu Beregnung (%)	1: ohne Gülle 2: Gülle ohne Rand. 3: mit Randstreifen	4 ^{ab} 8 ^a 3 ^b	5 ^a 7 ^a 5 ^a	6 ^a 8 ^a 5 ^a	11 ^a 14 ^a 11 ^a	7 ^a 9 ^a 7 ^a	18 ^a 23 ^a 19 ^a
Ø P_{gesamt} -Konzentration (mg TP/l)	1: ohne Gülle 2: Gülle ohne Rand. 3: mit Randstreifen	0,7 ^b 6,6 ^a 1,6 ^b	0,6 ^b 5,7 ^a 1,6 ^b	0,6 ^b 5,3 ^a 1,6 ^b	0,5 ^b 4,7 ^a 1,7 ^b	0,5 ^b 5,3 ^a 1,6 ^b	0,4 ^b 5,1 ^a 1,8 ^b
Ø $P_{\text{löslich}}$ -Konzentration (mg DTP/l)	1: ohne Gülle 2: Gülle ohne Rand. 3: mit Randstreifen	0,4 ^b 3,7 ^a 1,0 ^b	0,4 ^b 3,4 ^a 1,0 ^b	0,4 ^b 3,3 ^a 1,0 ^b	0,4 ^b 3,1 ^a 1,2 ^b	0,3 ^b 3,5 ^a 1,1 ^b	0,3 ^b 3,5 ^a 1,3 ^b
Ø P_{gesamt} -Fracht (g TP/ha)	1: ohne Gülle 2: Gülle ohne Rand. 3: mit Randstreifen	8 ^b 150 ^a 16 ^b	14 ^b 189 ^a 33 ^b	21 ^b 255 ^a 54 ^b	28 ^b 302 ^a 84 ^b	36 ^b 446 ^a 106 ^b	39 ^b 554 ^a 188 ^b
Ø $P_{\text{löslich}}$ -Fracht (g DTP/ha)	1: ohne Gülle 2: Gülle ohne Rand. 3: mit Randstreifen	6 ^b 85 ^a 10 ^b	10 ^b 114 ^a 21 ^b	15 ^b 160 ^a 35 ^b	22 ^b 200 ^a 59 ^b	26 ^b 299 ^a 72 ^b	31 ^b 380 ^a 142 ^b
Ø DTP-Anteil an TP-Fracht (%)	1: ohne Gülle 2: Gülle ohne Rand. 3: mit Randstreifen	62 ^a 59 ^a 58 ^a	65 ^a 61 ^a 61 ^a	69 ^a 63 ^a 61 ^a	72 ^a 67 ^a 67 ^a	73 ^a 66 ^a 64 ^a	78 ^a 66 ^a 68 ^a

Aus Tabelle 3 ist ferner ersichtlich, dass innerhalb der sechs Beregnungsstufen sich die Differenzen der mittleren P-Frachten zwischen den drei Varianten fast ausschließlich auf Unterschiede in der P-Konzentration zurückführen ließen und nicht auf unterschiedliche Wasserabläufe zwischen den Varianten. Dies kann auch als ein Indiz für die Güte der gewählten Versuchsdurchführung gelten.

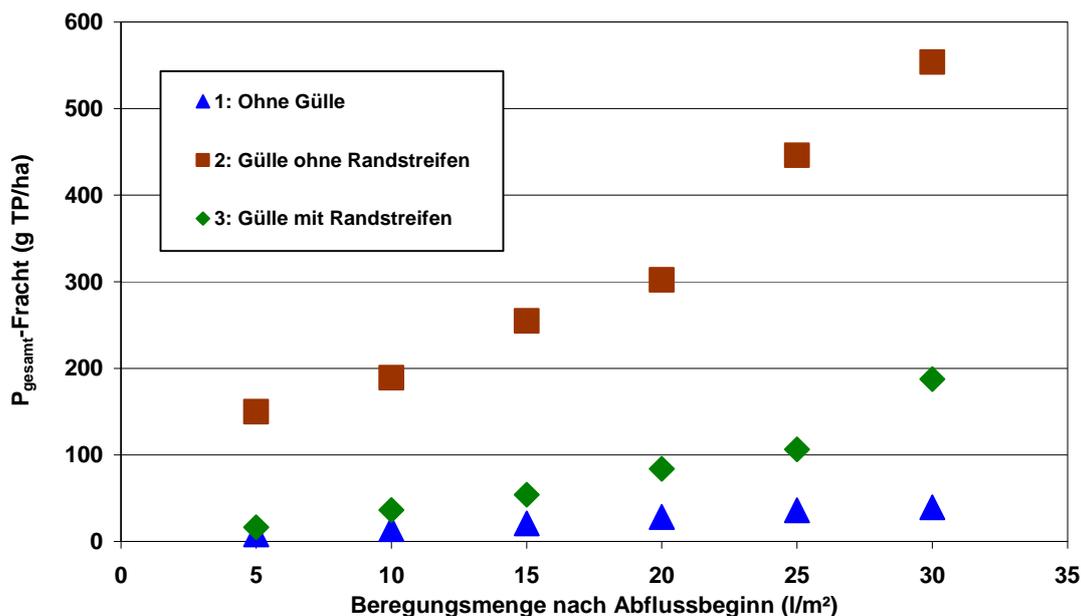


Abb. 9: Ø P-Fracht (TP) in Abhängigkeit von Variante und Beregnungsmenge

Randstreifen und ungedüngt

Rein statistisch gesehen bestanden weder bei den P-Frachten noch bei den P-Konzentrationen Unterschiede zwischen der Variante mit Randstreifen und der ungedüngten Kontrolle. Dennoch geht zumindest tendenziell aus den Ergebnissen deutlich hervor, dass der Randstreifen den gedüngten Phosphor nach einem Starkniederschlag nicht vollständig zurückhalten konnte. Konzentrationen und Frachten lagen rund um das zwei- bis fünffache über der ungedüngten Kontrollvariante.

Ergänzend sei noch hinzugefügt, dass die simulierten Starkregenereignisse auf hängigen Grünlandflächen bereits ohne vorherige Güllendüngung zu oberflächlichen P-Austrägen führten. Im Versuch wurden mit zunehmender Beregnungsmenge Frachten von 8-39 g/ha Gesamt-P (TP) gemessen. Die TP-Konzentration des abgeflossenen Wassers lag überwiegend bei rund 0,5-0,6 mg TP/l. Würde - rein hypothetisch betrachtet - ein Gewässer ausschließlich aus diesem Oberflächenabfluss (ohne vorherige Düngung!) gespeist, so läge damit seine P-Konzentration um das 25-30fache höher als der Grenzwert von 0,02 mg TP/l, den VOLLENWEIDER (1982) für eine tragbare Belastung des Gewässerzuflusses angibt.

Abfluss und P-Fraktionen

Von der durch die künstliche Beregnung ausgebrachten Wassermenge flossen durchschnittlich in Abhängigkeit von Variante und Regenintensität oberflächlich nur 3 % bis 23 % ab; überwiegend betrug der Oberflächenabfluss unter 10 % der Niederschlagshöhe.

Interessant ist, dass der ausgetragene Phosphor bei allen Beregnungsintensitäten vorwiegend (meist zu ca. 60-70 %) aus löslichem Phosphor bestand, mit leicht zunehmender Tendenz bei höheren Niederschlagsmengen. Unterschiede zwischen den drei Varianten

bestanden jedoch kaum; nur der Anteil an DTP bei der ungedüngten Kontrolle war tendenziell geringfügig etwas höher, er ließ sich jedoch in keinem Fall absichern.

Dieses Resultat eines P-Austrag in überwiegender Form von leicht löslichem (und damit sehr reaktivem) Phosphor ist auch aus folgenden Gründen bemerkenswert: Zum Einen besteht der in der Michviehgülle enthaltene Phosphor vorwiegend (ca. 65-75 %) aus partikulärem Phosphor. Zum Anderen zeigen die Berechnungsversuche über drainiertem Grünland (siehe Punkt 3.2.3, Tabelle 1), dass bei Gülledüngung mit dem Pralltellerverfahren durchschnittlich 60 % des durch Starkregen vertikal ausgetragenen Phosphors in partikulärer Form vorlag, bei der flachen Gülleinjektion waren es immerhin etwas über 45 %. Daraus ergibt sich folgende mögliche Interpretation: Starkregenereignisse führen bei drainiertem, kurz vorher mit Gülle gedüngtem Wirtschaftsgrünland zu einem „Durchdrücken“ partikulärer Teile im Makroporensystem. Beim Oberflächenabfluss kommt es hingegen verstärkt zu einem „Auskämmeffekt“ durch die Grasstoppeln, so dass im Abfluss vorwiegend leicht löslicher Phosphor zu finden ist. Jedenfalls scheinen Starkniederschläge auf hängigem Grünland vorzugsweise P-Konzentrations- bzw P-Frachtspitzen in angrenzende Gewässer zu bewirken, die schnell für Umsetzungsprozesse verfügbar sind.

3.3.4 Fazit zu Randstreifen

Starkregenereignisse nach Gülledüngung führen in hängigem Gelände zu einem erheblichen Anstieg der P-Konzentration des vom Grünland abfließenden Wassers. Im Versuch betrug die Konzentrationszunahme im Mittel ungefähr das Zehnfache gegenüber der ungedüngten Kontrollvariante. Damit ging bei Gülledüngung (ohne Randstreifen) in Abhängigkeit von der Niederschlagsintensität ein mittlerer P-Austrag von 0,15 bis 0,55 kg Gesamt-P (TP), entsprechend 0,34 bis 1,27 kg P₂O₅ einher. Aus den Ergebnissen geht jedoch ebenfalls hervor, dass bei hängigem Grünland ungedüngte 5 m breite Randstreifen eine signifikante Reduzierung des P-Eintragspfades „Oberflächenabfluss vom Grünland“ bewirken und damit einen wertvollen Beitrag zum Gewässerschutz leisten können. Dies gerade in Gebieten, die durch hängige Flächen und eine hohe Gewässerdichte geprägt sind.

Hinweis: Der komplette 130seitige Forschungsbericht des Projektes „Saubere Seen 2002-2005“ findet sich unter der Adresse www.lfl.bayern.de/iab/duengung/ im Internet-Angebot des Instituts für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz (IAB) der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) unter der **Rubrik „Düngung und Umwelt – Gewässerschutz“**.

3.4 Danksagung

Den Autoren ist es ein Anliegen, allen Personen und Institutionen, die an diesem Forschungsprojekt mitgearbeitet haben, auch auf diesem Wege ganz herzlich zu danken. Ein Projekt dieser Größenordnung ist ohne Drittmittelfinanzierung nicht durchführbar. Besonderer Dank gehört daher unserem Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten sowie der Europäischen Union, welche jeweils 50 % der Kosten dieses Interreg-III-A-Projektes trugen.

3.5 Literaturverzeichnis

BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2007): Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland „Gelbes Heft“; 8. überarbeitete Auflage, Hrsg. LfL, 98 Seiten, 2007; als Internetversion (www.LfL.bayern.de/IAB/).

DIEPOLDER, M., PERETZKI, F., HEIGL, L., JAKOB, B., (2006): Nitrat- und Phosphorbelastung des Sickerwassers bei Acker- und Grünlandnutzung – Ergebnisse von zwei Saugkerzanlagen in Bayern. Schule und Beratung, Heft 4/06, Seite III-3 bis III-11, Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten.

DIEPOLDER, M. und RASCHBACHER, S. (2008): Abschlussbericht des Forschungsprojekts Saubere Seen 2002-2005. Internetangebot der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz (www.lfl.bayern.de/iab/duengung/; siehe unter Rubrik Düngung und Umwelt – Gewässerschutz).

POMMER, G., SCHRÖPEL, R. UND JORDAN, F. (2001): Austrag von Phosphor durch Oberflächenabfluss auf Grünland. Wasser & Boden, 53/4: 34-38.

VOLLENWEIDER, R. und KEREKES, J. (2008): Eutrophication of waters, monitoring, assessment and control. OECD Paris.

WITHERS, P.J.A., ULEN, B., STAMM, CH., BECHMANN, M. (2003): Incidental phosphorus losses – are they significant and can they be predicted? J. Plant Nutr. Soil Sci., 166, 459-468.

4 Auswirkungen der verminderten Frachten auf die Gewässergüte

Ulrich Kaul

Bayerisches Landesamt für Umwelt, Abt. 6: Wasserbau, Hochwasserschutz, Gewässerschutz

4.1 Einleitung

In Bayern hat der Schutz der Gewässer einen sehr hohen Stellenwert. Als wasserreichstes Bundesland mit rund 100.000 Kilometern Fließgewässern, einer großen Anzahl von Seen und Talsperren sowie einer Trinkwassernutzung überwiegend aus Grundwasser sind große Anstrengungen erforderlich, um diese Gewässer vor schädlichen Einflüssen zu bewahren. Durch den konsequenten Ausbau von kommunalen und industriellen Abwasseranlagen konnten in den vergangenen Jahrzehnten große Erfolge beim Gewässerschutz erzielt werden. Die heute noch bestehenden Gewässerbelastungen bei den Nährstoffen kommen daher überwiegend aus diffusen Einträgen u. a. aus der Landwirtschaft. In diesem Vortrag wird über den Zustand der Gewässer und die Anforderungen der europäischen Wasser-Rahmenrichtlinie berichtet. Dazu werden die bisherigen Entwicklungen betrachtet sowie die Belastungsursachen und die Herkunft der Nährstoffeinträge aufgezeigt. Mit diesen Informationen können dann zukünftige Maßnahmen zur Verringerung der punktuellen und diffusen Nährstoffeinträge geplant werden.

4.2 Abschätzung der Nährstoffeinträge

Nährstoffeinträge in Flusssysteme stellen komplexe Vorgänge dar, für die großräumig nur zum Teil Messwerte vorliegen oder nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand erhoben werden können. Aus diesem Grund kommen häufig Modelle zur Abschätzung von Nährstoffeinträgen zum Einsatz, v. a. seitdem in den 80er und 90er Jahren die Probleme der Eutrophierung der Oberflächengewässer einschließlich Nord- und Ostsee durch überhöhte Nährstoffeinträge stärker ins öffentliche Bewusstsein gelangt sind. Für beide Seegebiete wurden damals im Rahmen der Internationalen Nordseeschutzkonferenzen (INK) und der Helsinki-Kommission (HELCOM) vereinbart, die Nährstoffeinträge um 50 % zu verringern.

Aussagen über die Minderung der Nährstoffeinträge aus diffusen und punktuellen Quellen setzen voraus, dass diese so präzise wie möglich sowohl für Phosphor als auch für Stickstoff im Modell quantifiziert werden können. Dazu ist zum Einen das Wissen über die Quellen notwendig, zum Anderen auch die Frage zu beantworten, in welchen Mengen und auf welchen Eintragswegen die Nährstoffe in die aquatische Umwelt gelangen.

In Bayern erfolgt die Emissionsbetrachtung von Nährstoffen in Oberflächengewässer daher mit dem semiempirischen konzeptionellen Stoffeintragsmodell MONERIS (*Modelling Nutrient Emissions in River Systems*). Hierbei handelt es sich um ein national und international anerkanntes Modell, das in den letzten Jahren außer in Deutschland auch in mehreren mittleren und großen Flusseinzugsgebieten in Europa wie z. B. Axios, Donau, Elbe, Ems, Oder, Po, Rhein, Weichsel und Weser zur Anwendung kam (BEHRENDT et al., 2008).

Die internationale Kommission zum Schutz der Donau (IKSD) hat MONERIS als Managementtool für den ganzen Donauroaum eingeführt.

Grundlage für die Berechnungen bilden Landnutzungsdaten, Agrarstatistiken, Bodendaten (z. B. Nährstoffgehalte), Stickstoffbilanzüberschüsse, statistische Daten der Gemeinden und Kreise sowie Überwachungsdaten der Wasserwirtschaftsverwaltung und der Abwasseranlagenbetreiber. Damit lassen sich dann für Flusseinzugsgebiete die mittleren jährlichen Phosphor- und Stickstoffeinträge eintragspfadbezogen berechnen.

Entlang der verschiedenen Eintragspfade unterliegen die Stoffe umfangreichen physikalischen, chemischen und biologischen Umsetzungs-, Retentions- und Verlustprozessen. Die Nährstoffe Stickstoff (N) und Phosphor (P) unterscheiden sich dabei deutlich. So wird Phosphor unter natürlichen Bedingungen im Boden stark absorbiert. Er wird deshalb vor allem durch Partikeltransport in Form von Erosion in Abhängigkeit vom Oberflächenabfluss in die Gewässer eingetragen.

Stickstoff unterliegt dagegen verschiedenen Umsetzungsprozessen in der Bodenzone. Entstehendes Nitrat kann leicht ausgewaschen werden. Der Nitrattransport in die Gewässer ist somit vorwiegend an die unterirdischen Abflusskomponenten (Zwischenabfluss bzw. Interflow und Basisabfluss) gebunden. Zudem kann Nitrat während des Transports abgebaut werden, was u. a. zeitabhängig ist. Für die Nitratkonzentration besteht daher auch eine Abhängigkeit von den Verweilzeiten des Wassers auf dem unterirdischen Weg in die Gewässer.

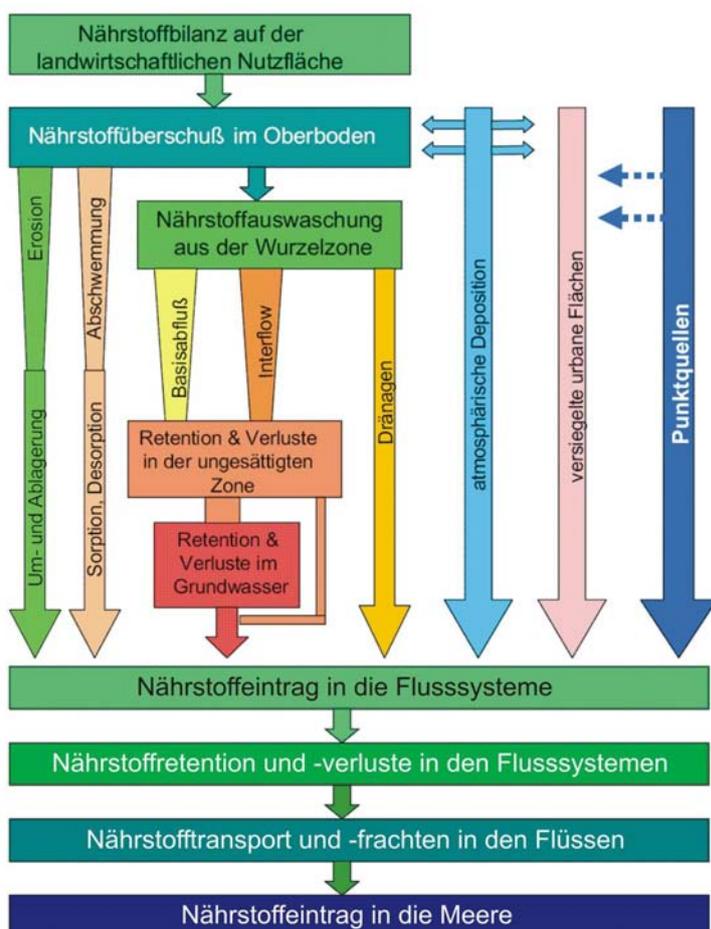


Abb. 1: Pfade und Prozesse von MONERIS (nach BEHRENDT et al., 2008, verändert)

In MONERIS werden mindestens sieben verschiedene Eintragspfade berücksichtigt: Punktquellen, atmosphärische Deposition, Erosion (Partikel gebundene Nährstoffe), Abschwemmung (gelöste Nährstoffe), Grundwasser, Drainagen und versiegelte urbane Flächen (siehe Abb. 1).

4.3 Langjährige Entwicklung der Nährstoffeinträge

4.3.1 Stickstoff

Für die Zeiträume 1983-1987, 1993-1997, 1998-2002 sowie 2003-2005 wurden detaillierte Emissionsschätzungen für diese Eintragspfade in die Oberflächengewässer Deutschlands mit MONERIS durchgeführt (Quelle: UMWELTBUNDESAMT, BEHRENDT u. a. (IGB Berlin)). Danach gelangten im ersten Untersuchungszeitraum von 1983-1987 noch knapp die Hälfte des Stickstoffeintrags (Abb. 2) aus den Siedlungsbereichen diffus (urbane Flächen) und über Punktquellen in die Oberflächengewässer. Aufgrund des intensiven Ausbaus von Kanalisation und Abwasseranlagen in den letzten 25 Jahren hat sich der Anteil aus den Kläranlagen und den urbanen Flächen auf 25 % der früheren Werte reduziert. Seit ca. 2000 gelangen demnach ca. 75 % der Stickstoffbelastungen über die hauptsächlich von landwirtschaftlichen Flächen beeinflussten Pfade Grundwasser, Dränwasser, Abschwemmung und Erosion in die Oberflächengewässer. Der Grundwasserpfad ist mit ca. 50 % der bedeutendste. Die Gesamtemissionen beim Stickstoff haben bis 2005 gegenüber Mitte der 80er Jahre um etwa 45 % gegenüber Mitte der 90er Jahre um etwa 20 % abgenommen. Der Rückgang zeigte sich vor allem bei den Punktquellen. Der leichte Anstieg der grundwasserbürtigen Fracht 1998-2000 gegenüber 1993-1997 ist durch höhere Abflüsse bedingt.

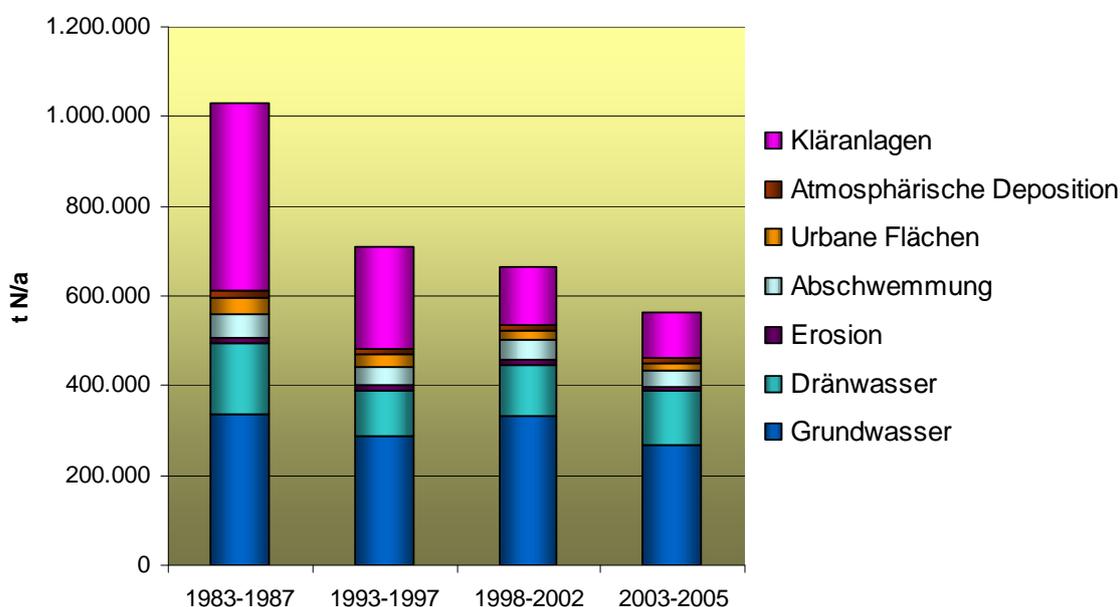


Abb. 2: Stickstoffemissionen in die Oberflächengewässer Deutschlands (Quelle: UMWELTBUNDESAMT, BEHRENDT u. a. (IGB Berlin))

Betrachtet man hierzu über den gleichen Zeitraum die an den Fließgewässermessstellen Kahl am Main (Abb. 3) und Jochenstein an der Donau (Abb. 4) gemessenen Stickstofffrachten, so lässt sich ein solch deutlicher Rückgang nicht erkennen. Am Main sind die Frachten seit 1983 nahezu unverändert, abgesehen von den deutlichen Schwankungen in Abhängigkeit von den Abflussverhältnissen der einzelnen Jahre. Nach 2000 ist ein leichter Abwärtstrend gegenüber den Abflüssen erkennbar.

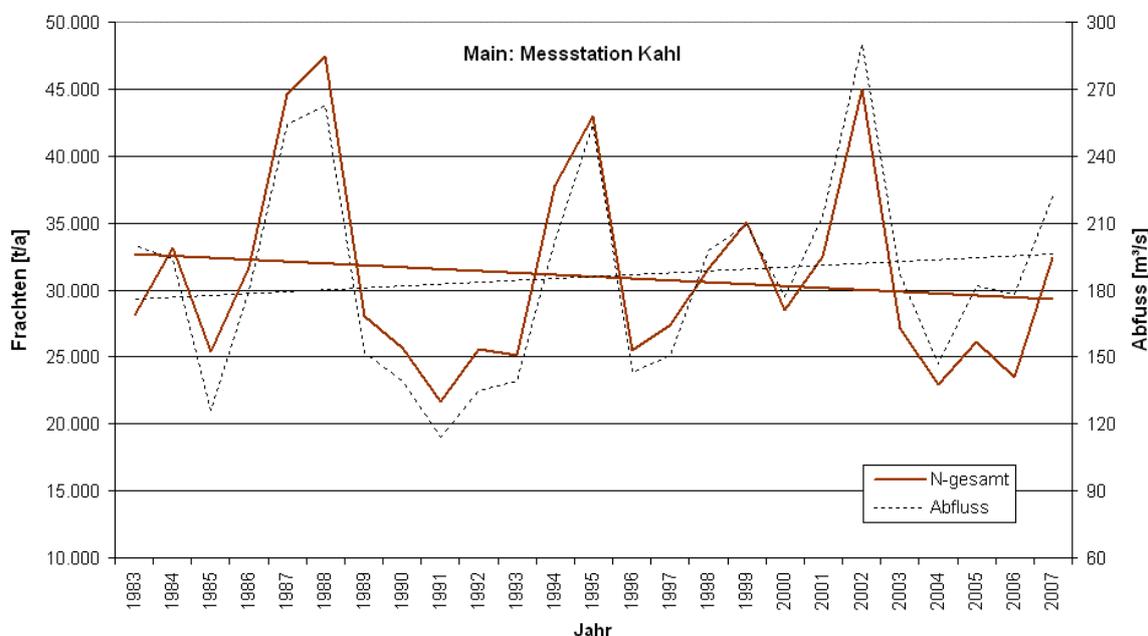


Abb. 3: Entwicklung der N-gesamt-Frachten (anorg. gel. N: $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) an der Messstelle Kahl am Main

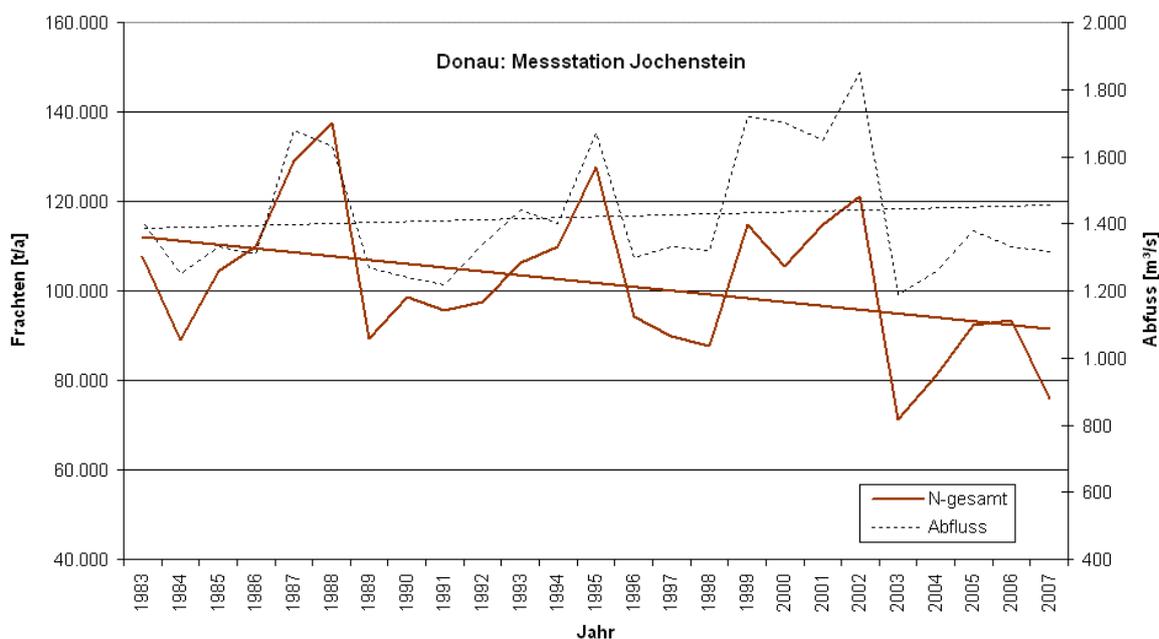


Abb. 4: Entwicklung der N-gesamt-Frachten (anorg. gel. N: $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) an der Messstelle Jochenstein an der Donau

Diese Beobachtung stimmt mit der Entwicklung der Nitratgehalte im Grundwasser in Bayern überein. In den vergangenen 17 Jahren haben sich die durchschnittlichen landes-

weiten Nitratgehalte im Grundwasser wenig verändert (Abb. 5). Seit 2003 geht die Anzahl der hoch belasteten Messstellen mit mehr als 50 mg/l Nitrat leicht zurück.

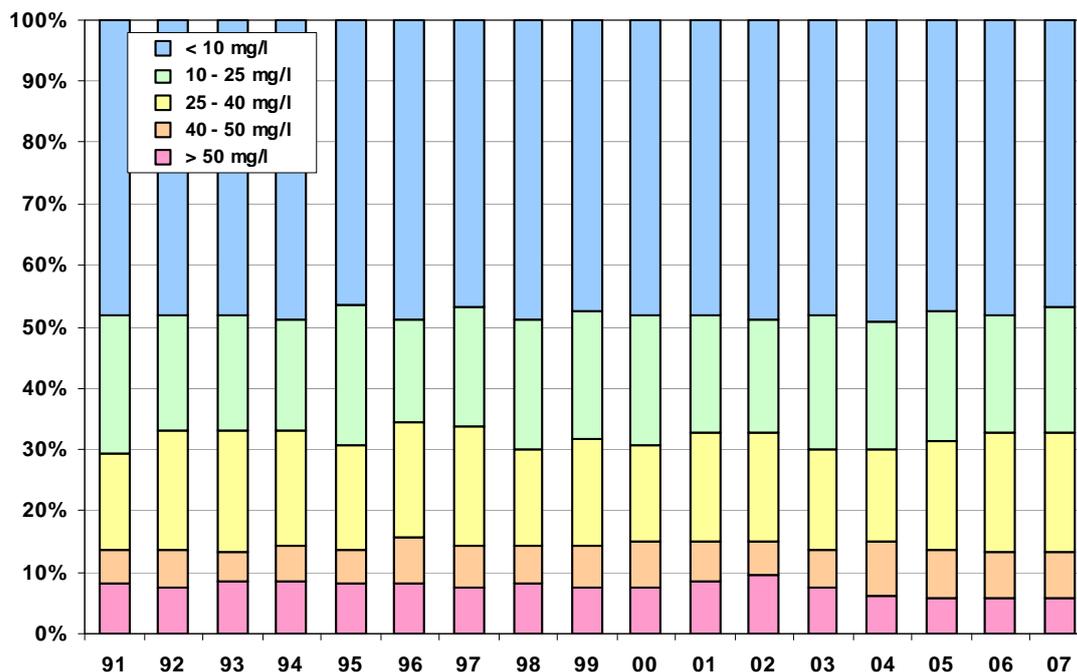


Abb. 5: Entwicklung der Nitratbelastung der Grundwassermessstellen in Bayern 1991 bis 2007

BEHRENDT et al. (1999) ermittelten u. a. durch den Vergleich der Langzeitveränderungen der Nitratkonzentrationen bzw. -frachten mit den langjährigen Mittelwerten des N-Überschusses auf den landwirtschaftlichen Flächen, dass die mittleren Aufenthaltszeiten in der ungesättigten Bodenzone und im Grundwasser im Donaauraum zumindest größer als 10 Jahre sein muss. Die N-Überschüsse auf den landwirtschaftlichen Flächen in Bayern haben 1987 ihren Hochpunkt erreicht und sind seitdem deutlich zurückgegangen (OFFENBERGER 2009, pers. Mitteilung). Mit der entsprechenden Verzögerung macht sich dies nun möglicherweise auch in den Gewässern bemerkbar.

In Jochenstein an der Donau ist der Abwärtstrend der N-Frachten etwas deutlicher ausgeprägt. Sollte sich dieser Trend fortsetzen, wäre dies eine Bestätigung für die o. a. These. Die Maßnahmen zur Verminderung der N-Überschüsse auf den landwirtschaftlichen Flächen sollten daher konsequent fortgeführt und ausgeweitet werden, um den Nitratreintrag in die Gewässer zu reduzieren.

4.3.2 Phosphor

Beim Phosphoreintrag (Abb. 6) gelangten im ersten Untersuchungszeitraum von 1983-1987 über 80 % aus den Siedlungsbereichen diffus (urbane Flächen) und über Punktquellen in die Oberflächengewässer. Hier bewirkte der intensive Ausbau von Kanalisation und Abwasseranlagen in den letzten 25 Jahren, dass sich der Anteil aus den Kläranlagen und den urbanen Flächen auf 20 % der früheren Werte reduziert hat. Seit ca. 2000 gelangen demnach ca. 54 % der Phosphorbelastungen über die hauptsächlich von landwirtschaftlichen Flächen beeinflussten Pfade Erosion, Grundwasser, Abschwemmung und Dränwasser in die Oberflächengewässer. Deutschlandweit sind die Kläranlagen der bedeu-

tendste Eintragspfad dicht gefolgt von den Pfaden Erosion und Grundwasser. Die Gesamtemissionen beim Phosphor haben bis 2005 gegenüber Mitte der 80er Jahre um etwa 70 % gegenüber Mitte der 90er Jahre um etwa 27 % abgenommen. Der Rückgang zeigte sich auch hier vor allem bei den Punktquellen. Wegen der höheren Abflüsse in den Jahren 1998-2000 ist beim Phosphor ebenfalls ein leichter Anstieg der grundwasserbürtigen Fracht gegenüber 1993-1997 erkennbar.

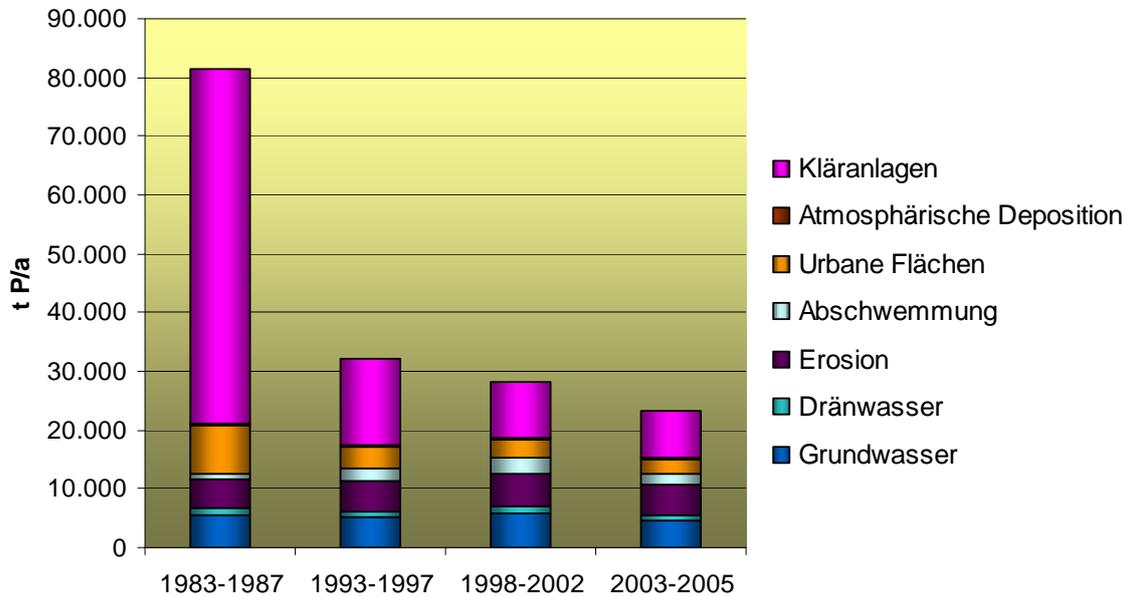


Abb. 6: Phosphoremissionen in die Oberflächengewässer Deutschlands (Quelle: UMWELTBUNDESAMT, BEHRENDT u. a. (IGB Berlin))

Vergleicht man hierzu im selben Zeitraum die an den Fließgewässermessstellen Kahl am Main (Abb. 7) und Jochenstein an der Donau (Abb. 8) gemessenen Phosphorfrachten, so

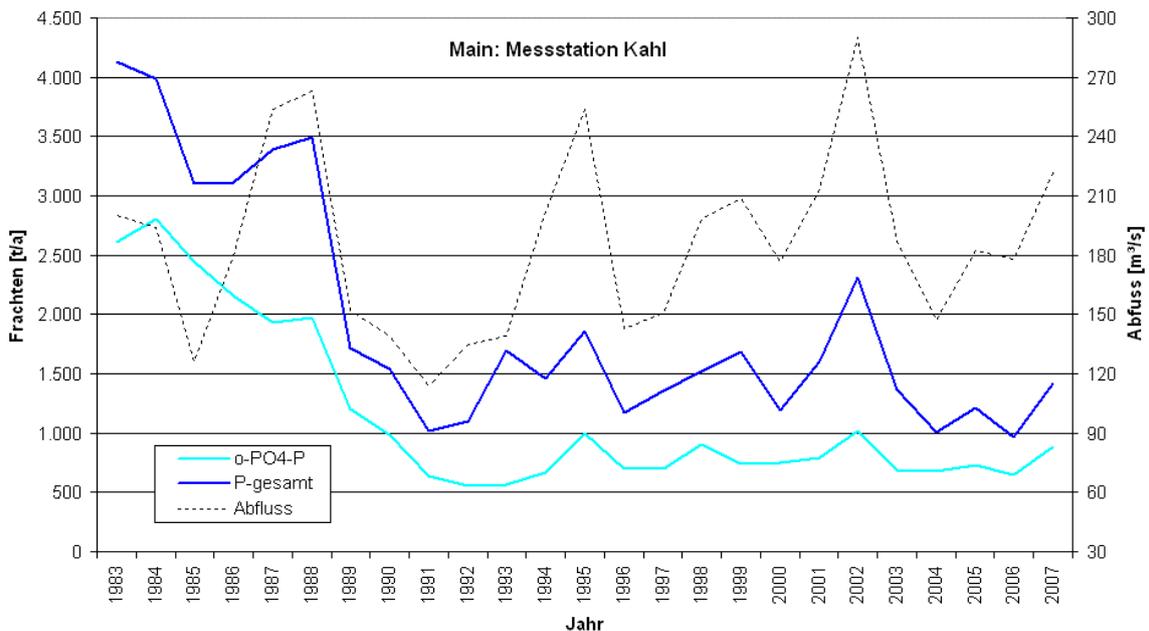


Abb. 7: Entwicklung der P-Frachten an der Messstelle Kahl am Main

ist ebenfalls ein deutlicher Rückgang erkennbar. An Main und Donau sind die Frachten des vorwiegend abwasserbürtigen ortho-Phosphat-P seit 1983 um ca. 70 % zurückgegangen. In gleichem Ausmaß haben auch die P-gesamt-Frachten im Main abgenommen, in der Donau dagegen nur um ca. 55 %. Aufgrund des bedeutenden Anteils des erosiven Eintrags unterliegen die P-gesamt-Frachten deutlichen Schwankungen in Abhängigkeit von den Abflussverhältnissen der einzelnen Jahre. Die Kurven lassen erkennen, dass es ab Mitte der 80er Jahre in Bayern zu einem massiven Ausbau der Abwasseranlagen für die P-Elimination kam. Auch die Einführung phosphatarmer Waschmittel infolge der Phosphathöchstmengenverordnung und die nachfolgenden phosphatfreien Waschmittel haben zu einer spürbaren Belastungsminderung beigetragen (LENHART & STEINBERG, 1986).

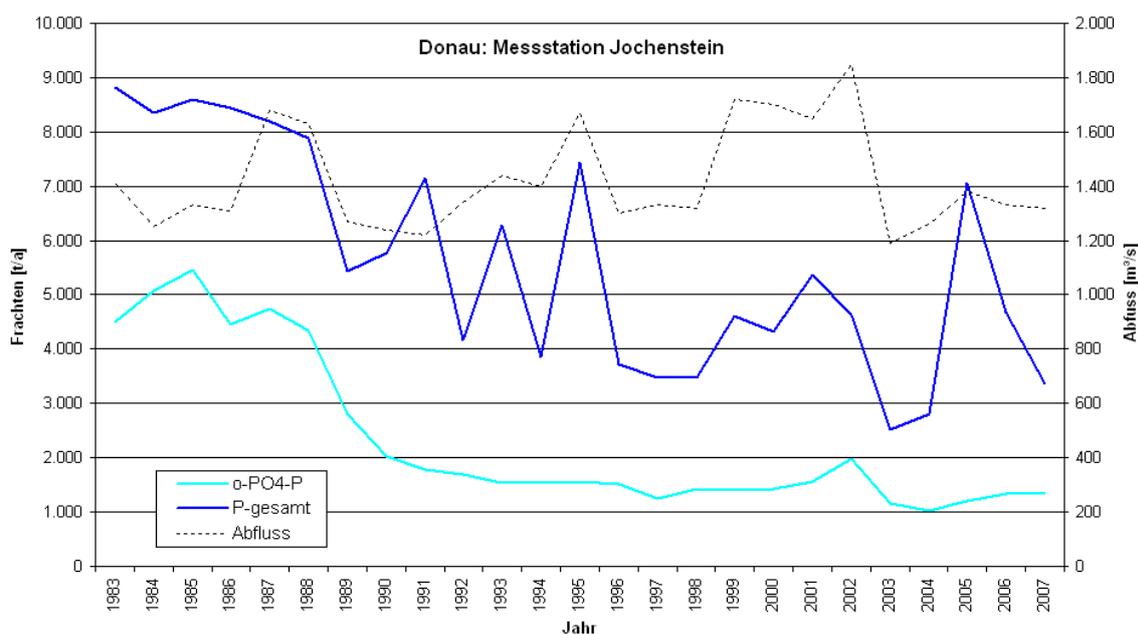


Abb. 8: Entwicklung der P-Frachten an der Messstelle Jochenstein an der Donau

Der P-Rückgang an den beiden Fließgewässermessstellen ist insgesamt größer als der durch die Maßnahmen im Siedlungsbereich zurückgehaltene Phosphor. Es ist daher davon auszugehen, dass dies auch auf die Erosion mindernden Maßnahmen in der Landwirtschaft zurückzuführen ist, wie sie durch das KULAP-Programm gefördert werden. Für 2005 bis 2007 wird der P-Rückhalt durch diese Maßnahmen in Bayern auf ca. 500 t/a geschätzt.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Nährstoffeinträge in die Gewässer in den letzten 25 Jahren deutlich zurückgegangen sind. Dies ist v. a. auf die Maßnahmen im Siedlungsbereich und den Punktquellen zurückzuführen. Beim Phosphor wurde daher das o. a. Ziel einer Reduzierung der Nährstoffeinträge von 50 % für Nord- und Ostsee mit 70 % sogar übertroffen, während beim Stickstoff dieses Ziel mit einem Rückgang von 45 % noch nicht ganz erreicht ist.

4.4 Herkunft der Nährstoffeinträge in Bayern

In Bayern weicht die Gewichtung der verschiedenen Eintragspfade an den Nährstoffeinträgen in die Gewässer etwas von den mittleren gesamtdeutschen Verhältnissen ab. Dies ist u. a. auf die Topologie des Alpenvorlandes zurückzuführen verbunden mit anderen Schwerpunkten bei der Flächennutzung (v. a. der Grünlandnutzung).

Abbildung 9 zeigt die Verhältnisse für die Jahre 2005-2006. Für die Untersuchungen zur Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wurde Bayern in 264 Betrachtungsräume von im Mittel ca. 266 km² unterteilt. Etwa 81 % der in die Oberflächengewässer in Bayern eingetragenen Stickstoffmengen stammen nach den Berechnungen mit MONERIS aus diffusen Quellen. Dabei spielt mit rund 66 % der Eintrag aus dem Grundwasser die größte Rolle, deutschlandweit beträgt der Anteil 50 %. Nennenswert sind darüber hinaus noch die Eintragspfade Oberflächenabfluss sowie Drainagen und Erosion.

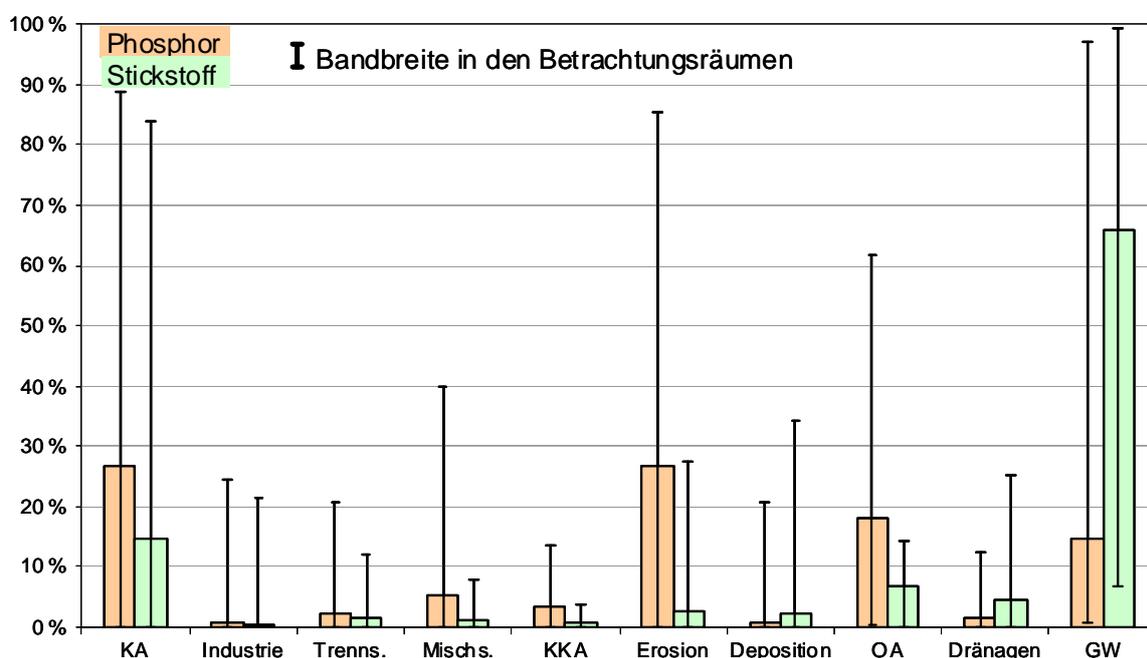


Abb. 9: Anteile der Eintragspfade am Nährstoffeintrag in Bayern (2005-2006)

Weniger als ein Fünftel der in Oberflächengewässer eingetragenen Stickstoffmenge stammt demnach aus Punktquellen. Davon machen die kommunalen Kläranlagen den überwiegenden Teil der punktuellen Emissionen aus, die anderen punktuellen Eintragspfade sind ohne größere Bedeutung bzgl. der Stickstoffeinträge. Weniger als ein Viertel der eingetragenen Gesamt-Stickstoffmenge aus kommunalen Kläranlagen gelangt als Ammonium-Stickstoff in die Gewässer, der Rest im Wesentlichen als Nitrat oder als organisch-gebundener Stickstoff.

Nach den Berechnungen mit MONERIS stammen im Mittel etwa 38 % der Phosphoreinträge aus Punktquellen, wobei die kommunalen Kläranlagen (ab 50 EW Ausbaugröße) etwa 27 % an der Gesamtfracht beitragen. Mehr als 60 % der errechneten Phosphoreinträge stammen aus diffusen Quellen. Bedeutende diffuse Eintragspfade für Phosphor sind die Erosion mit rund 28 %, der Oberflächenabfluss mit 18 % sowie der Eintrag über das Grundwasser mit rund 15 %. Dabei treten regional deutliche Unterschiede auf, da je nach

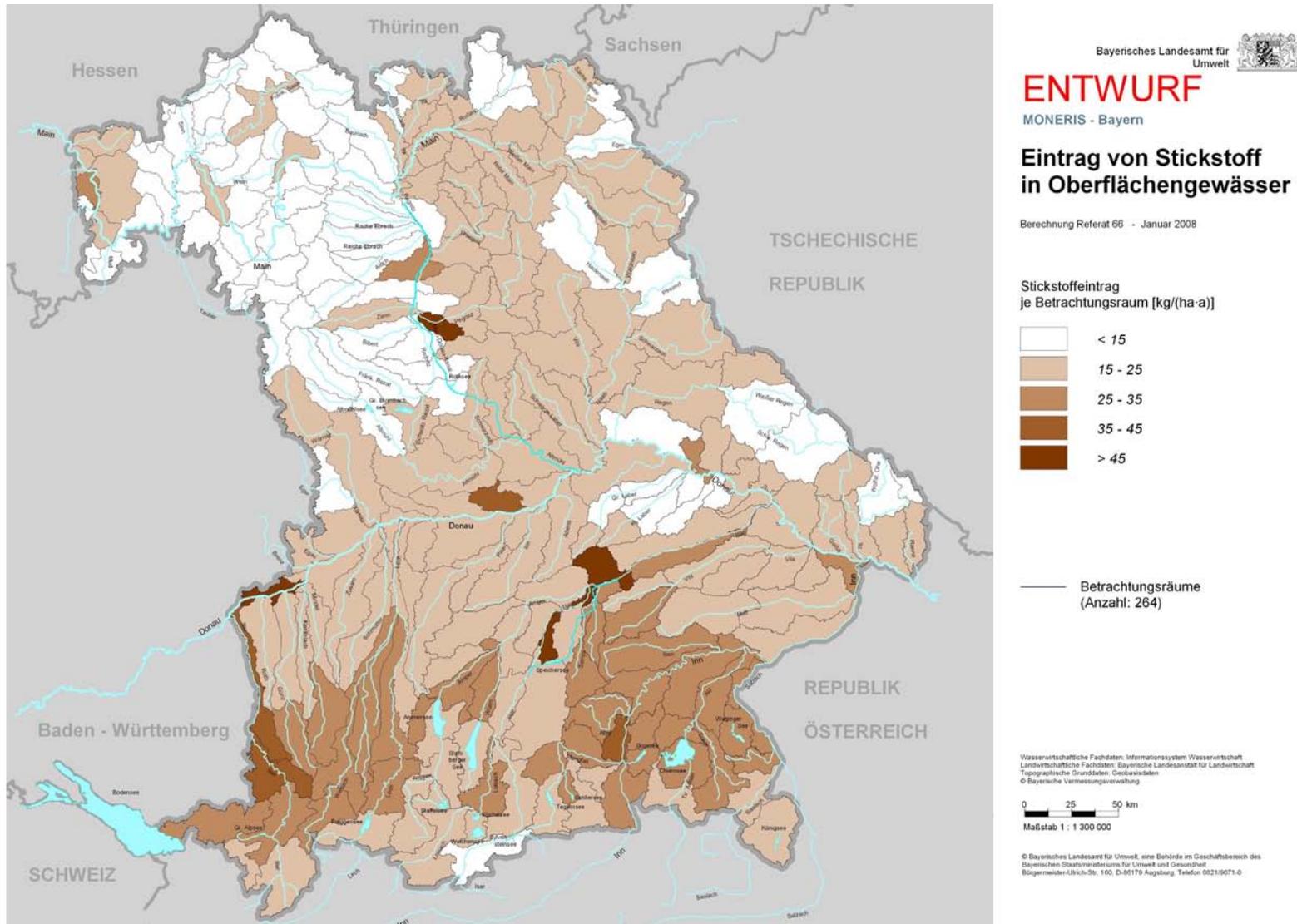


Abb. 10: Eintrag von Stickstoff in die Oberflächengewässer von Bayern

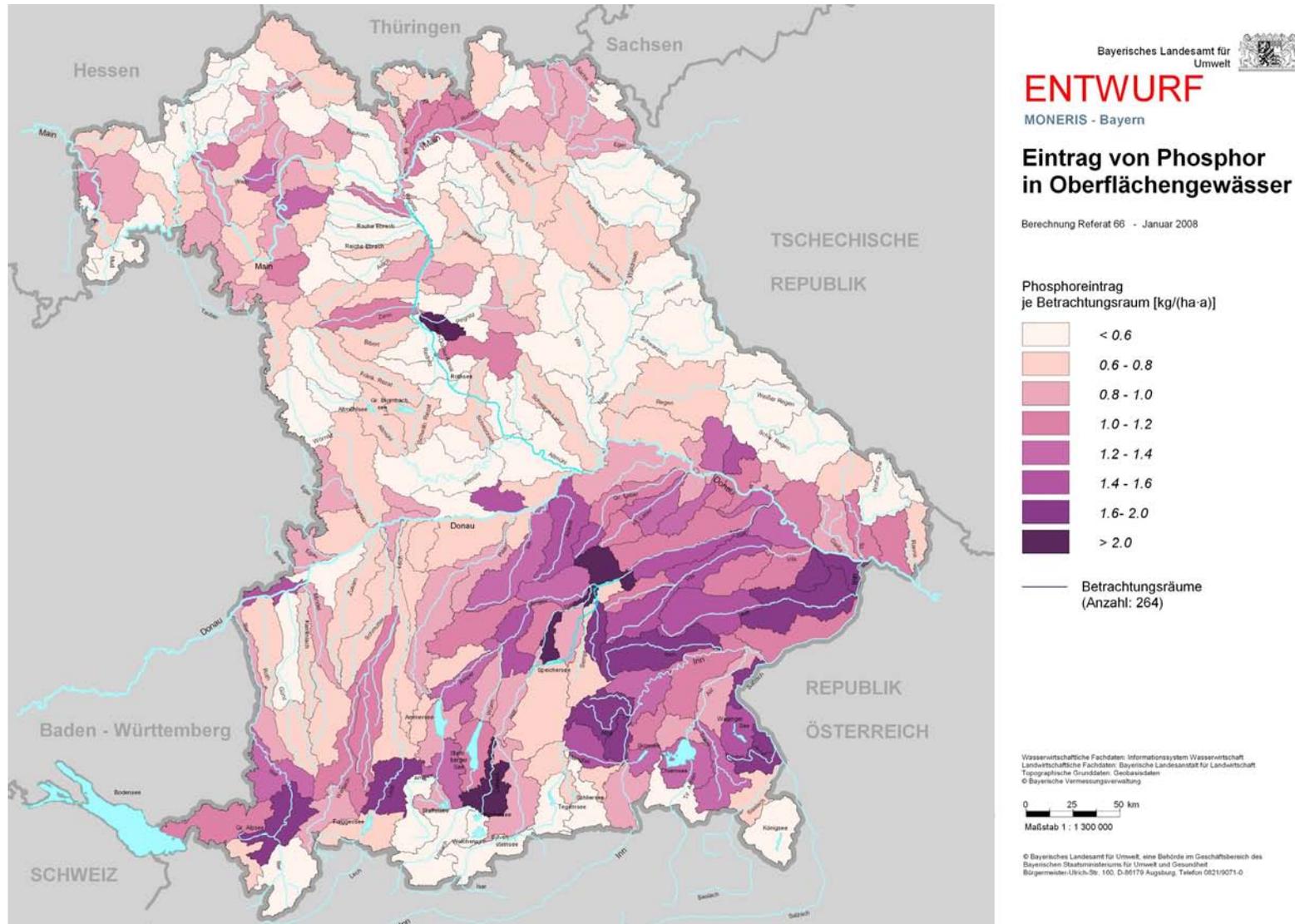


Abb. 11: Eintrag von Phosphor in die Oberflächengewässer von Bayern

Anteil von Siedlungsflächen bzw. landwirtschaftlich genutzten Flächen auf Betrachtungsebene einzelne Eintragspfade mehr als 90 % betragen können.

Die Lage der Betrachtungsräume mit hohen oder niedrigen Nährstoffeinträgen sind in den Abbildungen 10-11 dargestellt. Beim Stickstoff fällt auf, dass v. a. in Südbayern die höchsten Stickstofffrachten in die Oberflächengewässer eingetragen werden. Dagegen sind die Frachten aus den Problemgebieten in Franken, in denen häufig Nitratkonzentration von über 50 mg/l im Grundwasser gemessen werden, nicht so hoch. Das liegt an den wesentlich niedrigeren Niederschlägen in Franken, wodurch weniger Nitrat aus dem Boden ausgewaschen und dann über das Grundwasser in die Oberflächengewässer eingetragen wird. Für das Grundwasser in Franken besteht trotzdem unabhängig vom Eintrag in die Oberflächengewässer vielerorts weiter unverändert hoher Handlungsbedarf, um den von Trinkwasserverordnung und WRRL geforderten Grenz- bzw. Zielwert von 50 mg/L Nitrat für Grundwasser einhalten zu können.

Sehr hohe Nährstoffeinträge sowohl beim Stickstoff (Abb. 10) als auch beim Phosphor (Abb. 11) sind noch in den Betrachtungsräumen erkennbar, in denen die großen Kläranlagen der Ballungsräume München und Nürnberg in die Oberflächengewässer einleiten.

Auffällig beim Phosphor sind noch die Gebiete nördlich von Kochel- und Walchensee, das tertiäre Hügelland und einige Betrachtungsräume in Franken. In den beiden zu letzt genannten Bereichen ist v. a. die hohe Erosion von den landwirtschaftlich genutzten Flächen und den Weinanbaugebieten für den Phosphoreintrag verantwortlich. Neben dem unerwünschten Nährstoffeintrag kann der damit verbundene Eintrag von Oberboden in die Gewässer zu einer Verschlammung und Abdichtung der Gewässersohle (Kolmation) führen. Dadurch wird die Besiedelung des Kieslückensystems von wirbellosen Kleintieren (Makrozoobenthos) beeinträchtigt. Die Nutzung als Lebensraum von kieslaichenden Fischarten zur Eiablage und als Jungfischhabitat geht verloren. Eine verringerte Gewässerdynamik und Geschiebedefizite verstärken die Kolmation.

Beim Gebiet nördlich von Kochel- und Walchensee handelt es sich um ein landwirtschaftlich genutztes Moorgebiet. Aufgrund des geringen Grundwasserflurabstandes und der besonderen chemischen Eigenschaften der Moorböden gelangen hier größere Phosphoreinträge über das Grundwasser in die Oberflächengewässer.

Um die Modellergebnisse von MONERIS zu überprüfen, wurden die berechneten und gemessenen Frachten an zahlreichen Gütemessstellen in Bayern miteinander verglichen (Abb. 12-13). Hierfür wurde in MONERIS zusätzlich die im Gewässer stattfindende Retention durch physikalisch-chemische oder biologische Abbauvorgänge berücksichtigt. Die berechneten Modellergebnisse werden den über Messungen ermittelten Nährstofffrachten der letzten acht Jahre gegenübergestellt: Dargestellt sind die Mittelwerte sowie die Bandbreite der höchsten und niedrigsten Werte in dem Zeitraum. Der Vergleich ergibt eine recht gute Übereinstimmung. Das Modell bildet daher den Ist-Zustand ausreichend genau ab und kann auch für Prognoserechnungen zukünftiger Maßnahmen herangezogen werden (siehe Beitrag von Dr. Wendland, Seite 105).

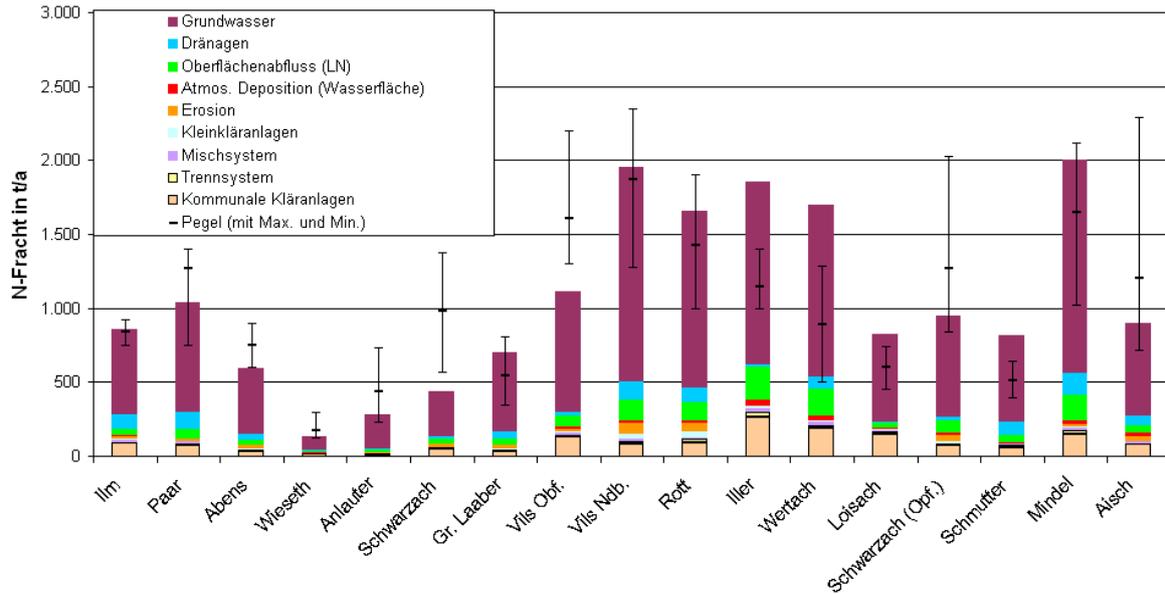


Abb. 12: Vergleich von berechneten (MONERIS, aufgliedert nach Eintragspfaden) mit gemessenen N-Frachten (Mittelwert und Bandbreite) verschiedener Flusseinzugsgebiete

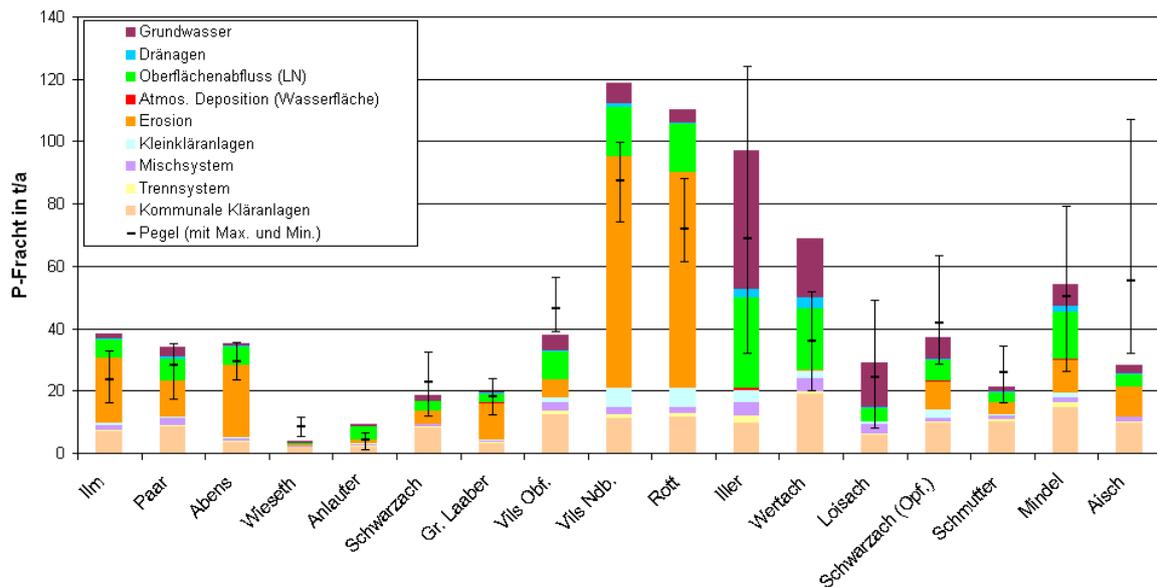


Abb. 13: Vergleich von berechneten (MONERIS, aufgliedert nach Eintragspfaden) mit gemessenen P-Frachten (Mittelwert und Bandbreite) verschiedener Flusseinzugsgebiete

4.5 Bewertung und Anforderungen nach der europäischen Wasser-rahmenrichtlinie

Die obigen Ausführungen zeigen, dass sich die Nährstoffeinträge in die Gewässer in Bayern deutlich verringert haben. Beim Phosphor ist diese Abnahme auch in den Oberflächengewässern messbar (Abb. 7-8), wogegen beim Stickstoff in Grund- und Oberflächengewässern allenfalls ein leicht abfallender Trend erkennbar ist (Abb. 3-4). Wie

haben sich diese Veränderungen nun auf die Qualität von Grund- und Oberflächengewässer ausgewirkt?

Mit der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) vom 22.12.2000 und der am 16.01.2007 folgenden und ergänzenden Grundwassertochterrichtlinie sind europaweit einheitliche Regelungen und Vorgehensweisen beim Gewässerschutz in Kraft getreten. Zentraler und langfristiger Ansatz der WRRL ist es, in ganz Europa einen guten Zustand für Oberflächengewässer und das Grundwasser zu erreichen bzw. einen sehr guten und guten Zustand zu sichern. Das Nutzungspotenzial der Gewässer soll erhalten und auf der Basis von Nachhaltigkeitsgrundsätzen entwickelt werden, so dass die Ressource Wasser langfristig geschützt und zum Wohle aller nachhaltig bewirtschaftet wird.

In der WRRL ist für das Grundwasser als Qualitätsstandard für Nitrat ein Wert von 50 mg/l festgelegt. In der Trinkwasserverordnung gilt dieser Wert als Grenzwert. Bis zu 15 mg/l Nitrat im Grundwasser können natürlicher Herkunft sein. Höhere Konzentrationen sind v. a. auf organischen und mineralischen Dünger von landwirtschaftlichen Flächen zurückzuführen. Die o. a. Situation an den Grundwassermessstellen hat dazu geführt, dass der gute chemische Zustand bei einigen Grundwasserkörpern in Nordbayern (Abb. 14) derzeit nicht erreicht ist.

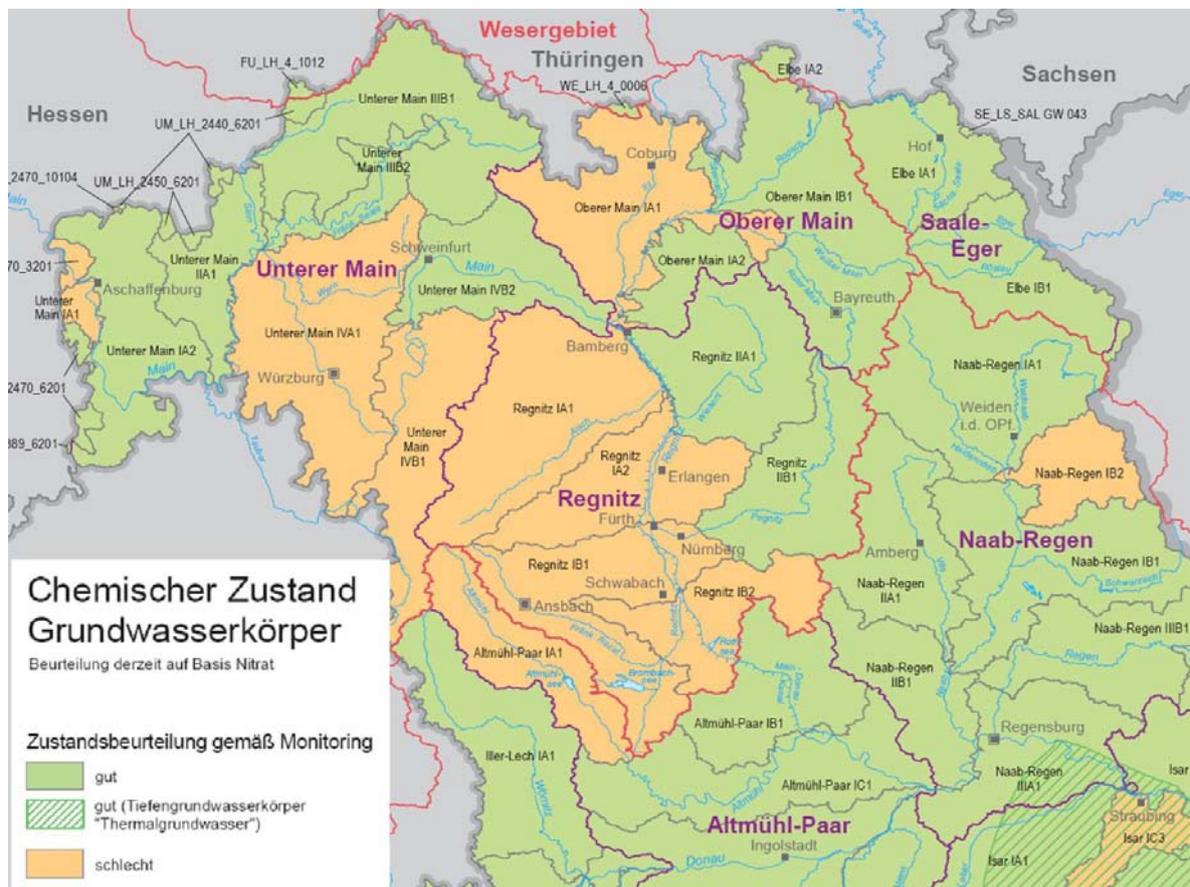


Abb. 14: Chemischer Zustand der Grundwasserkörper (nach StMUG, 2008a, verändert)

Bei den Oberflächengewässern ist das wesentliche Ziel der WRRL der gute ökologische Zustand bzw. für stark veränderte oder künstliche Gewässer das gute ökologische Potential. Damit hat sich auch das Bewertungsverfahren für die Oberflächengewässer deutlich geändert.

- Es werden erstmals die Einflüsse der verschiedenen Gewässertypen berücksichtigt, d. h. ein Fließgewässer der Alpen ist nur bedingt vergleichbar mit einem Fließgewässer im norddeutschen Tiefland.
- Alle relevanten Qualitätskomponenten aus Flora und Fauna gehen in die Bewertung ein wie Makrozoobenthos, Makrophyten und Phytobenthos, Fische sowie Phytoplankton.
- Zusätzlich wird die Chemie (physikalisch-chemische Parameter, Schadstoffe) sowie die Hydromorphologie (z. B. Gewässerstruktur, Durchgängigkeit) bei der Bewertung des ökologischen Zustandes unterstützend berücksichtigt.
- Die Untersuchungsmethoden sind europaweit hochgradig standardisiert.

Als Ergebnis dieser Bewertungen haben nach dem derzeitigen Stand der Untersuchungen bei den natürlichen Seen in Bayern 35 % einen sehr guten bzw. guten ökologischen Zustand, 19 % einen mäßigen und 10 % einen unbefriedigenden Zustand. Für 35 % der natürlichen Seen sowie für alle künstlichen Seen liegt noch keine endgültige Bewertung vor. Beispiele für Seen mit einem sehr guten bzw. guten ökologischen Zustand sind der Königsee und der sanierte Tegernsee. Der Hopfensee mit seinem intensiv landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet hat dagegen nur einen unbefriedigenden bis mäßigen Zustand (Abb. 15).

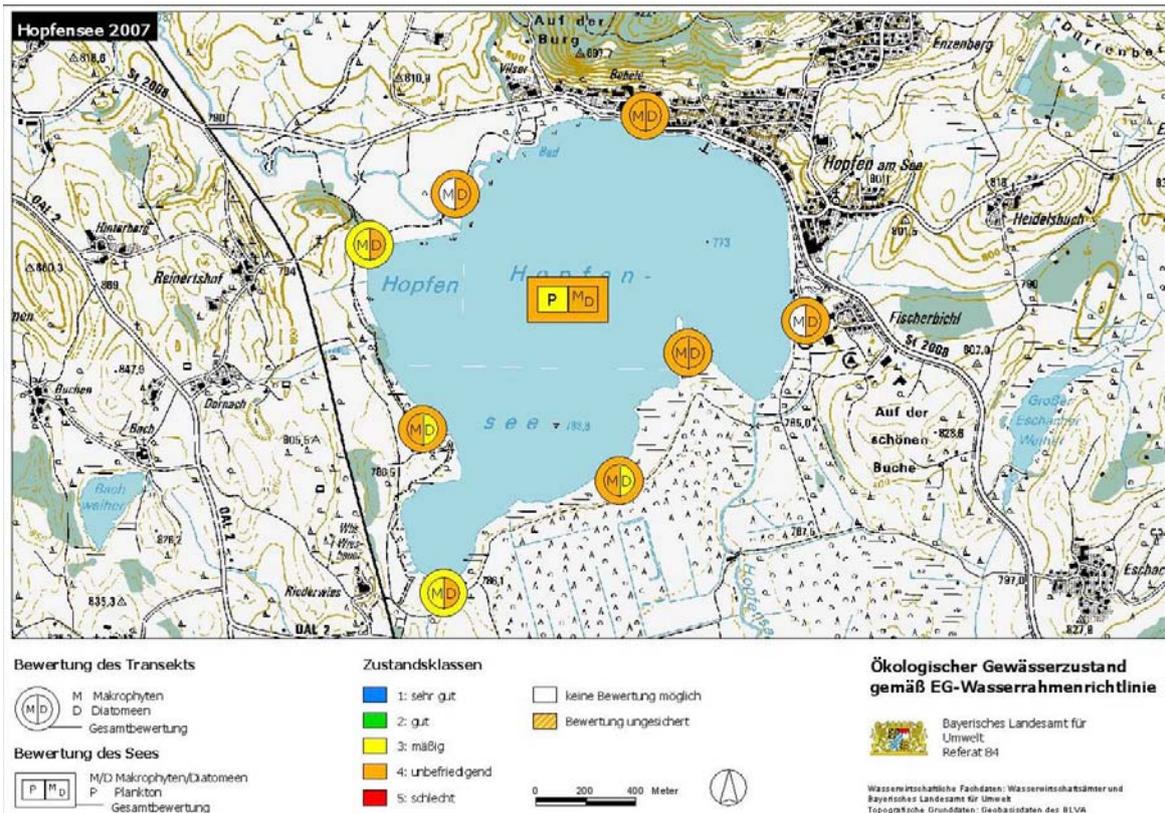


Abb. 15: Ökologischer Zustand des Hopfensees 2007 nach WRL

Bei den Fließgewässern ist eine flächendeckende Aussage für die bayerischen Flussgebiete wegen der teilweise ausstehenden Auswertung der Erhebungen noch nicht möglich. Nach den bisherigen Ergebnissen der nährstoffsensiblen biologischen Komponenten sind im Donauebiet vor allem die Löß- und Schotterflächen südlich der Donau und die Einzugsgebiete von Altmühl und Würnitz in Zustandsklasse mäßig oder unbefriedigend ein-

zuordnen. Die Oberflächengewässer im voralpinen und alpinen Raum sowie den ost-bayerischen Mittelgebirgen weisen dagegen, soweit sie bisher untersucht wurden, einen guten, zum Teil auch sehr guten Zustand auf. Ein Großteil des bayerischen Main Einzugsgebietes ist in Zustandsklasse mäßig oder unbefriedigend einzuordnen. Nur wenige Oberflächenwasserkörper im Bereich des Buntsandsteins, der Rhön und der Fränkischen Alb östlich der Regnitz weisen einen guten Zustand bzw. ein gutes Potenzial auf.

4.6 Schlussfolgerungen

Die hohen Investitionen in den Gewässerschutz der letzten Jahrzehnte in Bayern haben zu einem deutlichen Rückgang der Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer geführt. Beim Phosphor ist der Erfolg dieser vorwiegend an den Punktquellen durchgeführten Maßnahmen auch an den Gütemessstellen der Oberflächengewässer eindeutig messbar. Beim Stickstoff, der hauptsächlich über die von landwirtschaftlichen Flächen beeinflussten Pfade Grundwasser, Dränwasser, Abschwemmung und Erosion in die Oberflächengewässer gelangt, ist sowohl an den Grundwasser- als auch an den Oberflächenwassermessstellen nur ein leichter Abwärtstrend erkennbar. Möglicherweise macht sich nun langsam bemerkbar, dass die N-Überschüsse auf den landwirtschaftlichen Flächen in Bayern seit 1987 deutlich zurückgegangen sind.

Die Bewertung des Zustandes der Gewässer nach den Kriterien der WRRL zeigen, dass weiterhin Handlungsbedarf besteht, die Nährstoffeinträge in die Grund- und Oberflächenwasser in Bayern zu vermindern. Für die Umsetzung der WRRL sind daher im Entwurf des Maßnahmenprogramms zur Umsetzung der WRRL in Bayern (STMUG, 2008b) grundlegende Maßnahmen im Siedlungsbereich sowie grundlegende und ergänzende Maßnahmen im Bereich der Landwirtschaft vorgeschlagen worden, um den guten Zustand der Gewässer bis 2015 zu erreichen. Der Entwurf wird z. Zt. zur Information und Anhörung der Öffentlichkeit bayernweit bekannt gemacht.

Weitere Anforderungen werden vermutlich aus der Vermeidung einer Zunahme der Verschmutzung der Meeresgewässer erwachsen. Die Bewirtschaftungsziele der WRRL schließen neben den Binnengewässern für Bayern auch die Übergangs-, Küsten- und Meeresgewässer des Schwarzen Meers und der Nordsee ein. D. h. Maßnahmen sind auch an den Zielen des Meeresschutzes auszurichten. Im ersten nun veröffentlichten Entwurf des Bewirtschaftungsplans zur Umsetzung der WRRL (STMUG, 2008a), zu dem das o. a. Maßnahmenprogramm gehört, wurde dies noch nicht extra berücksichtigt. Dies wird aber im nächsten Bewirtschaftungsplan erfolgen. Wasserwirtschaft und Landwirtschaft werden daher auch in Zukunft gefordert sein, die Nährstoffeinträge in die Grund- und Oberflächengewässer gemeinsam zu verringern, um für mehr Gewässer in Bayern sowie die o. a. Meeresgewässer einen guten Zustand nach der WRRL zu erreichen.

4.7 Literatur

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT (StMUG, Hrsg.) (2008a): Bewirtschaftungsplan (Entwurf) für die bayerischen Anteile der Flussgebiete Donau und Rhein; Dokument zur Information und Anhörung der Öffentlichkeit gemäß Artikel 14 WRRL und Artikel 71b Abs. 4 BayWG, 278 S.

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT (StMUG, Hrsg.) (2008b): Maßnahmenprogramm (Entwurf) für die bayerischen Anteile der Flussgebiete Donau und Rhein; Dokument zur Information und Anhörung der Öffentlichkeit gemäß Artikel 14 WRRL und Artikel 71b Abs. 4 BayWG, 259 S.

BEHRENDT, H., HUBER, P., KORNMILCH, M., LEY, M., OPITZ, D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G. & UEBE, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA-Texte, 75/99, 288 S.

BEHRENDT, H., VENOHR, M., OPITZ, D., ZWEYNERT, U. (2008): Modellierung von Einträgen, Retention und Frachten in Flusssystemen mit MONERIS; Teil I: Das Modellkonzept von MONERIS – Erfahrungen aus der Anwendung und dem Vergleich. In: Stoffströme in Flussgebieten – Von der Bilanzierung zur Bewirtschaftung. Tagungsband der Karlsruher Flussgebietstage 2008; Fuchs, S., Fach, S., Hahn, H. H. (Hrsg.); Schriftenreihe SWW (Bd. 128), S. 9-33.

LENHART, B. & STEINBERG, C. (1986): Auswirkungen der Phosphathöchstmengeverordnung am Ammersee. *Vom Wasser* 67, S. 237-248.

5 Senkung der Nitratbelastung durch die neue Sensortechnik?

Konrad Offenberger und Dr. Matthias Wendland

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie,
Ökologischen Landbau und Bodenschutz

5.1 Zusammenfassung

Die Belastung des Grundwassers mit Nitrat hat verschiedene Ursachen. Die Düngung in der Landwirtschaft trägt sicherlich einen bedeutenden Anteil dazu bei, sie ist aber auch Grundvoraussetzung für gute Erträge in der Pflanzenproduktion. Eine zu geringe Düngemenge schöpft das wirtschaftliche Ertragspotential nicht aus, eine Überdüngung führt zu einer übermäßigen Belastung des Grundwassers. Ziel der Düngung muss deshalb sein, wirtschaftlich hohe Erträge zu erzielen bei gleichzeitig geringer Nitratbelastung des Grundwassers.

Zur Berechnung/Bestimmung des Düngedarfs stehen dem Landwirt verschiedene Systeme zur Verfügung. Neben dem Düngesystem Stickstoff (DSN), das aufbauend auf eine Bodenuntersuchung und weiteren Schlagangaben eine Düngempfehlung erstellt, kann die Düngungshöhe auch nach dem Ernährungszustand der Pflanzen bemessen werden.

Beim N-Tester, der seit vielen Jahren in der Praxis eingesetzt wird, werden 30 Blätter auf den Ernährungszustand gemessen und daraus die weiter notwendige N-Düngemenge berechnet.

Der N-Sensor misst über optische Sensoren die Grünfärbung des Pflanzenbestandes. Bei gut ernährten Beständen ist mehr Chlorophyll vorhanden als bei schlecht versorgten. Der N-Sensor erkennt diesen Unterschied an der Reflexion des Lichtes. Die Düngesysteme N-Sensor YARA und N-Sensor IAB unterscheiden sich in ihrem Messprinzip nicht. Beim N-Sensor IAB wird die notwendige Düngemenge aus einer von IAB berechneten Beziehung zum N-Sensorwert abgeleitet. Der N-Sensor YARA orientiert sich bei der Düngungshöhe nach dem N-Tester. Der N-Sensor YARA ist in der Praxis bereits eingeführt, im Jahr 2008 wurden in Deutschland über 400.000 ha mit diesem N-Sensor gemessen und daraus die Düngemenge berechnet.

Die bisherigen Ergebnisse zu Winterweizen zeigen, dass der N-Sensor den Ernährungszustand der Pflanzen gut erkennen kann. Im Vergleich der geprüften Düngesysteme erzielten alle in etwa den gleich hohen wirtschaftlichen Ertrag.

Bei der ökologischen Bewertung war der N-Sensor IAB deutlich überlegen. Die N-Bilanz war im Mittel der Jahre und Orte weitgehend ausgeglichen (< 10 kg N/ha), alle anderen geprüften Düngesysteme hatten einen deutlich höheren Bilanzüberhang.

5.2 Zielstellung

Sauberes Wasser ist ein Grundnahrungsmittel und für den Menschen unentbehrlich. Die Versorgung der Bevölkerung mit sauberem Trinkwasser in ausreichender Menge muss deshalb sichergestellt sein. In der Regel wird das Trinkwasser aus einer Bodentiefe bis 100 m gewonnen, das daraus gewonnene Wasser war in den meisten Fällen zwischen einem Jahr und 50 Jahren im Boden gespeichert.

Maßnahmen zum Grundwasserschutz wirken sich deshalb in den ersten Jahren oft überhaupt nicht und in den folgenden Jahren nur sehr gering aus. Deshalb muss der Schutz des Trinkwassers langfristig und nachhaltig geplant und durchgeführt werden.

Neben anderen Stoffen ist Nitrat (NO_3) im Trinkwasser unerwünscht. Nach der Trinkwasserverordnung des Bundes darf ein Höchstwert von 50 Milligramm Nitrat pro Liter nicht überschritten werden. Eine Ursache der hohen Nitratbelastung des Grundwassers ist die Stickstoffdüngung auf landwirtschaftlichen Flächen, sie ist aber für das Pflanzenwachstum unverzichtbar. Zu hohe Düngemengen mit Stickstoff werden von den Pflanzen nicht aufgenommen und bleiben nach der Ernte im Boden. Dieser Stickstoff kann als Nitrat in tiefere Bodenschichten ausgewaschen werden und das Grundwasser belasten.

Wichtigstes Ziel muss es sein, die Stickstoffdüngung so zu optimieren, dass hohe und qualitativ gute Pflanzenerträge erreicht werden und geringe Nährstoffmengen nach der Ernte im Boden verbleiben. Damit werden große Nährstoffüberhänge vermieden und die Nitratbelastung verringert.

Zur Bemessung der optimalen Stickstoffdüngehöhe stehen dem Landwirt verschiedene Entscheidungssysteme und Modelle zur Verfügung. In den meisten Fällen wird ein vom erwarteten Ertrag und weiteren Schlagdaten abhängiges Berechnungsschema, das vom N_{\min} -Gehalt des Bodens im Frühjahr ausgeht, verwendet. Der Nachteil bei diesem Verfahren ist, dass Einflussfaktoren die während der Vegetation auftreten, schwer erfassbar sind und daher meist unberücksichtigt bleiben. Neuere Techniken berücksichtigen nicht (nur) die Nährstoffmengen im Boden, sondern erfassen bei jedem Düngetermin den Ernährungszustand der Pflanzen und leiten daraus den Stickstoffbedarf ab.

Durch die zunehmenden Schlaggrößen sind die Bodenverhältnisse innerhalb eines Schlages zum Teil sehr unterschiedlich. Ein effizientes Düngeberatungssystem sollte auf die unterschiedliche Nährstoffversorgung von Teilbereichen eines Schlages reagieren können.

5.3 Stand der Sensortechnik

Schon früher hat man die Düngemenge der Entwicklung des Pflanzenbestandes angepasst. Als Sensor diente das Auge des Landwirtes und die Streumenge wurde von Hand verändert. War der Bestand gelb oder mager, wurde die Stickstoffmenge erhöht, bei dunkelgrünen Beständen reduziert.

In den letzten Jahren wurden Techniken entwickelt, die den aktuellen Ernährungszustand der Pflanzen mit einem „elektronischen Auge“ messen und daraus die Düngehöhe ableiten.

Diese Technik sieht mehr als das menschliche Auge, die Ausbringmenge kann mit elektrohydraulischen Steuerungen feiner und genauer verändert werden und solche Systeme arbeiten auch auf großen Flächen ohne Ermüdung.

Es sind heute zwei Systeme auf dem Markt, der passive und der aktive Sensor. Vom Prinzip her arbeiten die Systeme ähnlich, ein Messsystem erfasst die N-Versorgung des Pflanzenbestandes und ein Rechner berechnet die notwendige Düngemenge je nach Fruchtart und Entwicklungsstadium.

Der Unterschied besteht darin, dass der aktive Sensor „aktiv“ Licht auf die Pflanzen strahlt und diese Lichtrückstrahlung dann misst. Beim passiven Sensor wird das Sonnenlicht als Lichtquelle genutzt. Nach bisherigen Erkenntnissen sind beide Sensor-Systeme in etwa gleich gut für die Düngbedarfsermittlung geeignet.

Die nachfolgenden Versuche wurden mit dem passiven Sensor gemessen, daher wird nur der passive Sensor weiter beschrieben.



Abb. 1: YARA N-Sensor®, 3 Schritte in einem Arbeitsgang

Der in den Versuchen eingesetzte N-Sensor der Firma YARA misst über 4 optische Sensoren die Grünfärbung des Pflanzenbestandes. Chlorophyll absorbiert hauptsächlich im blauen und roten Bereich, im grünen ist die Absorption geringer, so dass dort ein größerer Teil des Lichtes zurückreflektiert wird. Bei gut ernährten Beständen ist mehr Chlorophyll vorhanden als bei schlecht versorgten. Der N-Sensor erkennt diese Unterschiede an der Reflexion. Als Lichtquelle wird das Tageslicht verwendet, die maximale Einsatzzeit beträgt während der Düngeaison 8-10 Stunden pro Tag.

Die Messung erfolgt mit der Überfahrt bei der Düngung und wird kontinuierlich durchgeführt. Aus den Messergebnissen 5-6 m links und rechts der Fahrspur wird dann sofort die erforderliche Düngemenge berechnet und mit dem Düngestreuer, angepasst an den tatsächlichen Stickstoffbedarf (teilflächenspezifisch), ausgebracht.

Um diese Technik einsetzen zu können, muss ein ausreichender Pflanzenbestand vorhanden sein, bei Weizen kann diese Technik daher nur zur 2. und 3. N-Gabe eingesetzt werden. Die Düngedarfbsbemessung zur 1. N-Gabe muss pauschal oder mit einem anderen Verfahren z. B. N_{\min} bemessen werden.

5.4 Eichung des N-Sensors an Exaktversuchen (Versuchsserie 2001-2005)

In der ersten Versuchsserie von 2001-2005 wurden mit der Sorte Flair an 6 Standorten in Bayern Exaktversuche angelegt. Ziel war es in einem ersten Schritt zu prüfen, ob dieser N-Sensor den Ernährungszustand der Pflanzen richtig erkennt. Dazu wurde im zeitigen Frühjahr (1. N-Gabe) der Winterweizen mit drei unterschiedlichen N-Mengen von 25, 50 und 75 kg N/ha angedüngt. Dadurch sollten die in der Praxis auftretenden unterschiedlichen Ernährungszustände zwischen den Schlägen (Teilschlägen) simuliert werden. Kurz vor der 2. N-Gabe (BBCH 31) wurden diese Parzellen mit dem N-Sensor gemessen.

In Abbildung 2 sind im Mittel der Jahre und Orte die Sensorwerte aufgetragen. Die Unterschiede sind deutlich zu erkennen und hoch signifikant.

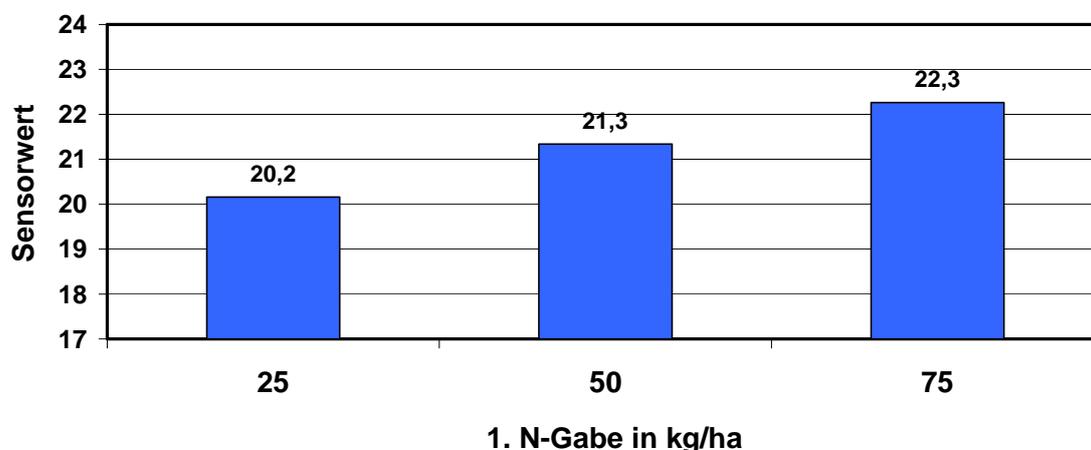


Abb. 2: Sensorwert vor der 2. Gabe (BBCH31) in Abhängigkeit von der Höhe der 1. N-Gabe zu Winterweizen, Mittel über 6 Orte und 5 Jahre (2001-2005)

Zur 2. N-Gabe wurde jede dieser N-Stufen wieder mit 25, 50 bzw. 75 kg N/ha gedüngt, dadurch ergaben sich aus der Summe der 1. und 2. N-Gabe Düngemengen von 50 (25+25) bis 150 (75+75) kg N/ha. Kurz vor der 3. N-Gabe wurden diese Parzellen wieder mit dem N-Sensor gemessen.

Wie die Ergebnisse zeigen, die im Mittel der Orte und Jahre in Abb. 3 dargestellt sind, lassen sich die Unterschiede zwischen den N-Stufen auch zu diesem Zeitpunkt (BBCH37/39) deutlich nachweisen. Als Ergebnis ist daher festzuhalten, dass der N-Sensor im Mittel der Jahre und Orte den Ernährungszustand der Pflanzen sicher erkennen kann.

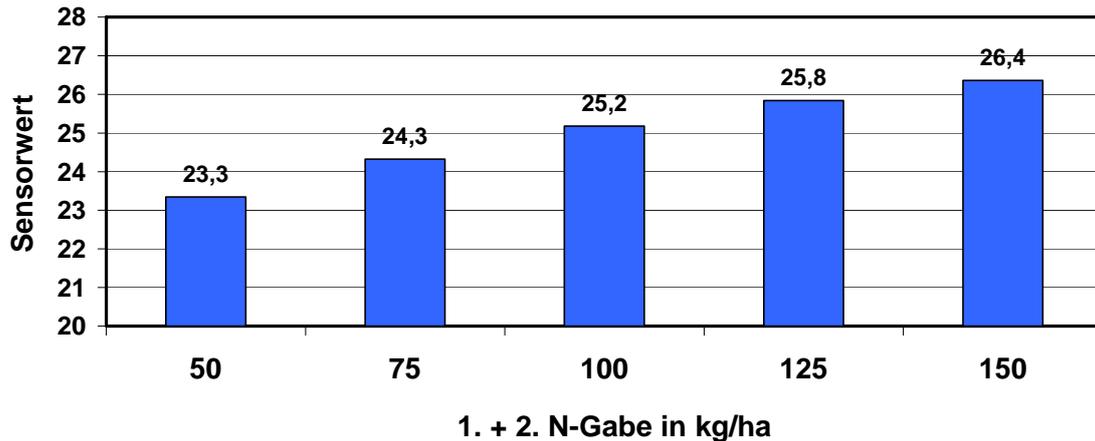


Abb. 3: Sensorwert vor der 3. Gabe (BBCH37/39) in Abhängigkeit von der Höhe der 1. und 2. N-Gabe zu Winterweizen, Mittel über 6 Orte und 5 Jahre (2001-2005)

Berücksichtigt werden muss, dass die bisher dargestellten Ergebnisse nur mit der Sorte Flair durchgeführt wurden. Messungen in den Landessortenversuchen zu Winterweizen decken den Einfluss der Sorten auf den N-Sensorwert auf. Es zeigte sich, dass die Winterweizensorten bei gleicher N-Düngemenge einen deutlichen Einfluss auf das Messergebnis haben (Abbildung 4).

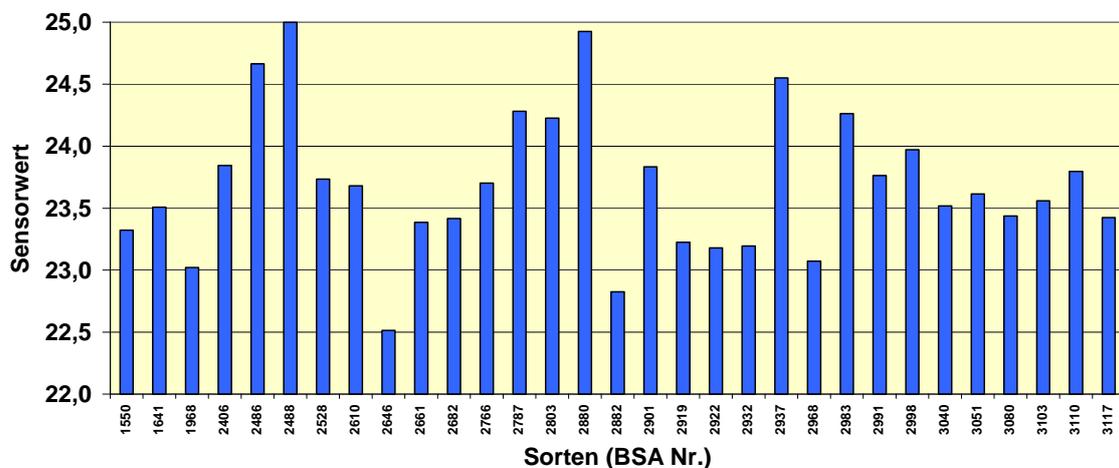


Abb. 4: Einfluss der Sorten auf den Sensorwert, Winterweizen, Jahr 2004, Versuchsstandort Wolfsdorf, BBCH31

Ob diese Sortenunterschiede bei einer Düngeempfehlung zu berücksichtigen sind, soll zu einem späterem Zeitpunkt geklärt werden.

5.5 Vergleich N-Sensor mit verschiedenen Düngesystemen (Versuchsserie 2006-2008)

In der zweiten Versuchsserie von 2006 bis 2008 wurden, ebenfalls zu Winterweizen, verschiedene Düngesysteme verglichen.

Tab. 1: N-Düngung zu Winterweizen (Qualitätsweizen), 2006-2008

Versuchsglieder	1. Stickstoffgabe zeitig, Frühjahr kg/ha	2. Stickstoffgabe BBCH 31 kg/ha	3. Stickstoffgabe BBCH 37-39 kg/ha
Düngung nach DSN	nach DSN	nach DSN	nach DSN
Starre Düngung	60	60	80-100
N-Tester	70	nach N-Tester	nach N-Tester
N-Sensor YARA	70	nach N-Sensor	nach N-Sensor
N-Sensor IAB	70	nach N-Sensor	nach N-Sensor

Bei der Düngung nach **DSN** wird aufbauend auf die N_{\min} -Untersuchung im Frühjahr und weiteren schlagspezifischen Einflüssen wie z. B. Ertrag, Vorfrucht, Bodenart eine Düngeempfehlung für alle 3 N-Gaben erstellt.

Die „**starre Düngung**“ berücksichtigt weder Boden- noch Standortunterschiede und war auf allen Standorten gleich hoch. Zur 1. und 2. Gabe wurden immer 60 kg N/ha gedüngt. Zur 3. Gabe wurden in den ersten beiden Jahren 80 kg N/ha und im letzten Versuchsjahr (2008) 100 kg N/ha ausgebracht.

Der **N-Tester** (Abbildung 5) kann nur zur 2. und 3. N-Gabe eingesetzt werden, deshalb wurden zur 1. Gabe 70 kg N/ha unabhängig vom Bestand oder Standort ausgebracht. Die 2. und 3. N-Gabe richtete sich nach den Empfehlungen des N-Testers. Dazu wurden je Termin 240 Blätter mit dem N-Tester gemessen. Nach Firmenangabe sind 30 Blätter für ein Ergebnis ausreichend, da aber die Färbung der Blätter sehr unterschiedlich ist, wurde mit der hohen Anzahl von 240 Blattmessungen der Mittelwert und damit das Ergebnis deutlich verbessert.



Abb. 5: N-Tester

Beim Einsatz des **N-Sensor YARA** wird das Düngungsniveau mit dem N-Tester auf dem jeweiligen Feld festgelegt. Die Düngungsempfehlung des N-Testers (kg/ha) ist dann einem an gleicher Stelle ermittelten Wert des Sensors zuzuordnen. Abweichende Messwerte verändern dann entsprechend der Funktionen des Sensors die auszubringende Düngemenge.

Das Düngesystem **N-Sensor IAB** verwendet den N-Sensor der Firma YARA zur Bestimmung des Ernährungszustandes der Pflanzen. Aus der Versuchsserie 2001-2005 wurde festgestellt, dass eine gute Beziehung zwischen N-Sensorwert und tatsächlichem Düngbedarf besteht. Aufbauend auf diese Ergebnisse wurde dann ein Düngesystem (N-Sensor IAB) erarbeitet, bei dem aus dem N-Sensorwert ohne weitere Kalibrierung eine Düngempfehlung abgeleitet wird.

5.6 Versuchsergebnisse

Ein Düngesystem wird in der Praxis nur nachhaltig angenommen, wenn sowohl den betriebswirtschaftlichen Interessen des Landwirts als auch den ökologischen Belangen Rechnung getragen wird.

Ökonomische Bewertung

Nachfolgend (Abbildung 6) ist der absolute Ertrag als auch der um die N-Düngekosten bereinigte Ertrag im Mittel der 3 Jahre und 6 Orte aufgelistet.

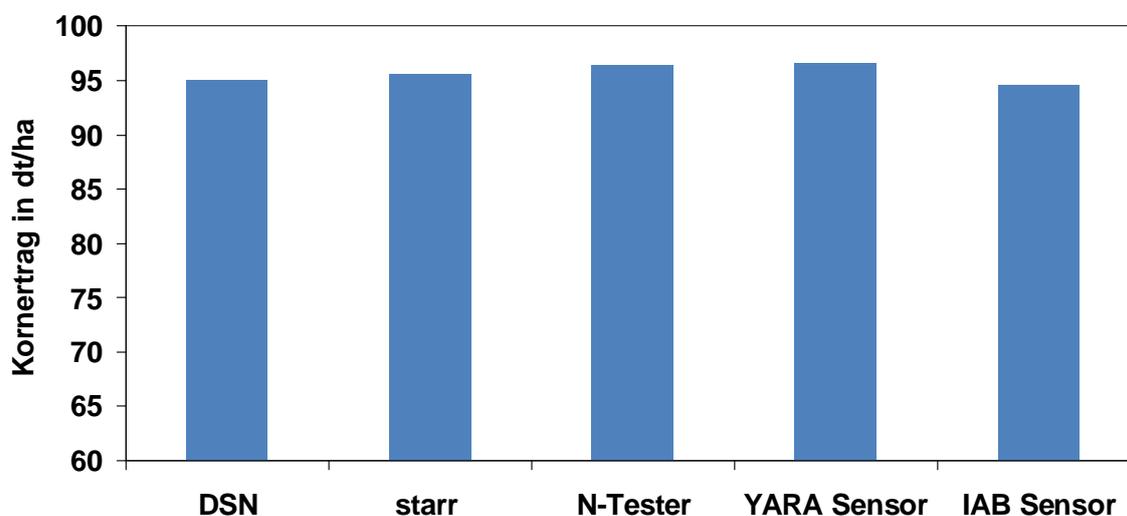


Abb. 6: Kornertrag Qualitätsweizen, Versuch 539, Jahre 2006-2008, 6 Orte

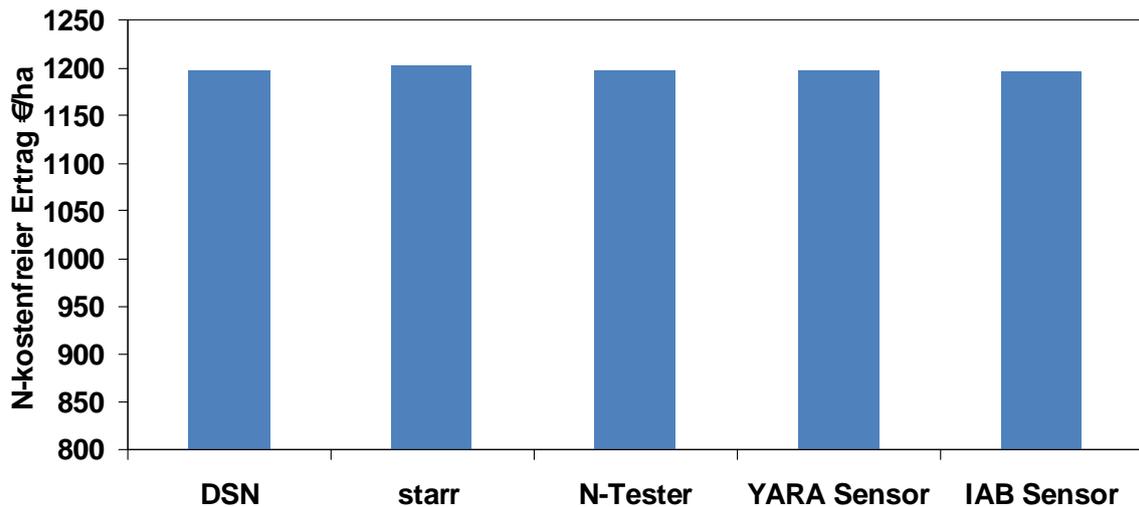


Abb. 7: N-kostenfreier Ertrag in €(Qualitätsweizen), Versuch 539, Jahre 2006-2008, 6 Orte, 1,25 €/kg N, 15 +/- €/dt Qualitätsweizen

Der Kornertrag schwankt zwischen den Düngesystemen mit Werten zwischen 94,6 dt/ha und 96,6 dt/ha sehr wenig. Der geringste Ertrag wurde mit dem N-Sensor IAB erreicht. Entscheidend für den Landwirt ist jedoch nicht der Kornertrag, sondern der monetäre Ertrag der dem Landwirt nach Abzug der N-Düngekosten noch bleibt.

In der Grafik N-kostenfreier Ertrag (Abbildung 7) ist der Geldertrag in €/ha dargestellt. Dabei wurde ein Qualitätsweizenpreis von 15 €/dt bei einem Rohproteingehalt (Rp.) von 11,5 % bis 13 % angesetzt. Bei geringeren Rohproteingehalten wurde ein Abschlag von 0,5 €/dt und bei höheren Gehalten ein Zuschlag von 0,5 €/dt (über 13 % Rp.) bis 1 €/dt (14 % Rp.) berechnet. Zusätzlich wurde berücksichtigt, dass jedes 5. Jahr wegen witterungsbedingten Qualitätseinflüssen nur der Futterweizenpreis mit 14,5 €/dt erzielt werden kann. Die N-Kosten je kg N wurden mit 1,25 € angesetzt. Die P- und K-Düngung wurde nicht berücksichtigt.

Beim Vergleich des N-kostenfreien Ertrages sind die Unterschiede zwischen den Düngesystemen geringer als 10 €/ha und deshalb für die Praxis kaum relevant. Die Düngesysteme erzielen rein nach ökonomischen Gesichtspunkten in etwa das gleiche Ergebnis.

Ökologische Bewertung

Wie oben bereits erwähnt, spielt aber neben der ökonomischen auch die ökologische Bewertung eine wichtige Rolle. Die ausgebrachte Düngemenge bzw. die N-Bilanz geben einen Anhaltspunkt für die mögliche NO₃-Belastung des Trinkwassers.

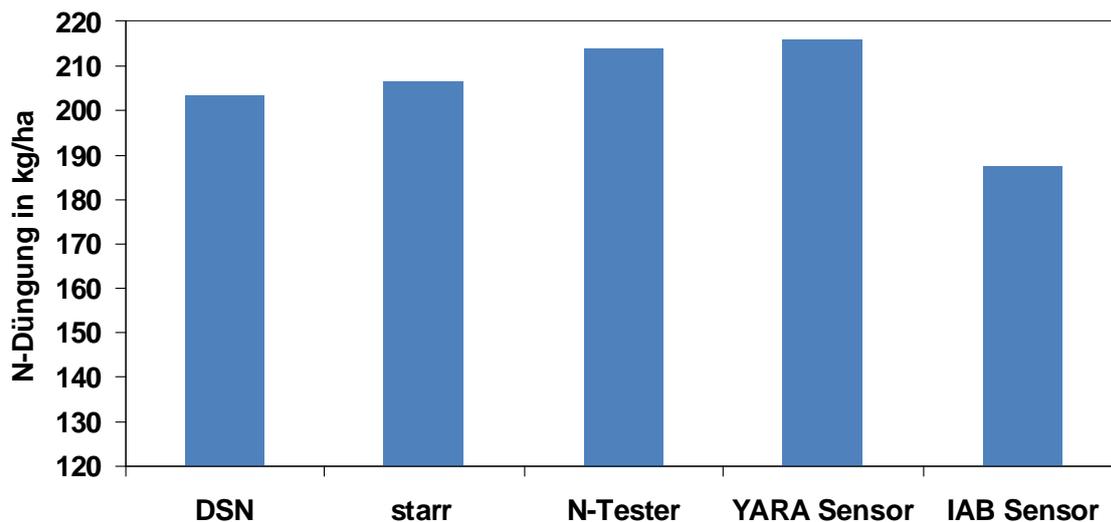


Abb. 8: N-Düngungshöhe Qualitätsweizen, Versuch 539, Jahre 2006-2008, 6 Orte

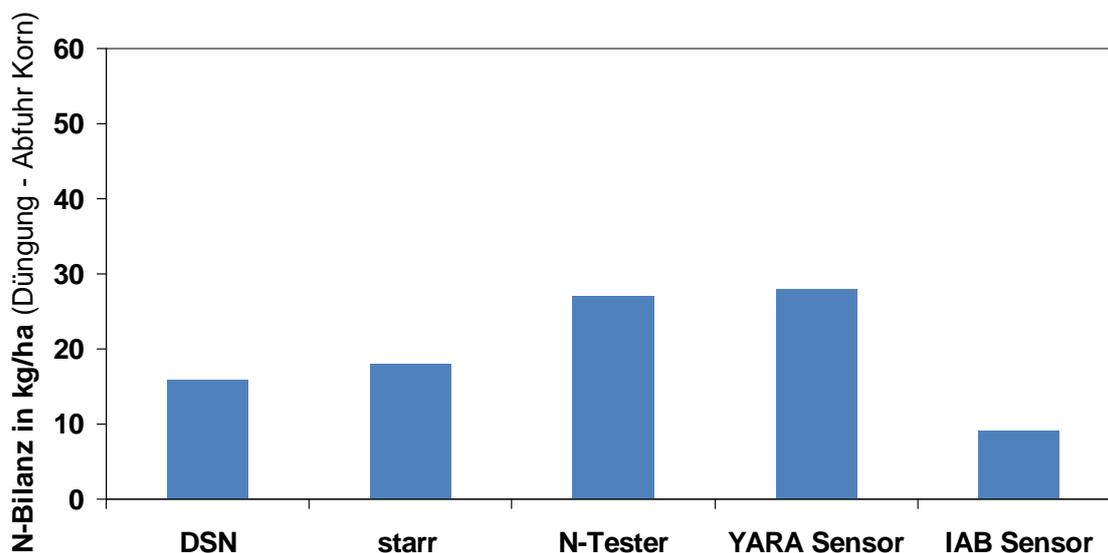


Abb. 9: N-Bilanz Qualitätsweizen, Versuch 539, Jahre 2006-2008, 6 Orte

Die Düngungshöhe unterscheidet sich zwischen den Düngesystemen deutlich (Abbildung 8). Der N-Tester und der YARA Sensor verabreichten im Mittel der 3 Jahre und 6 Orte mit ca. 210 kg N/ha die höchste Düngemenge, DSN und die „starre“ Düngung waren mit über 200 kg N/ha um ca. 10 kg darunter. Der N-Sensor IAB empfahl im Mittel nur ca. 185 kg N/ha und ist damit mit der Düngemenge deutlich niedriger.

Bei der Beurteilung der N-Bilanzen ist, wie aus den Düngungsmengen zu erwarten war, die gleiche Tendenz zu erkennen. Die N-Bilanz wurde aus der Düngemenge minus der N-Abfuhr über das Korn berechnet. Die Nährstoffmenge im Stroh wurde nicht berücksichtigt. Der N-Tester und der N-Sensor YARA weisen mit über 25 kg N/ha einen deutlichen Bilanzüberhang auf. DSN und die „starre“ Düngung haben einen um ca. 10 kg geringern N-Überhang. Die Variante N-Sensor IAB hat im Mittel der Orte und Jahre nur einen Überhang von unter 10 kg N/ha. Sie ist damit deutlich besser als die Vergleichsvarianten. Welche Bedeutung dies für das Grundwasser hat, kann nur unterstrichen werden.

Überraschenderweise zeigt die „starre N-Düngung“ in etwa das gleiche Ergebnis wie die Düngung nach DSN. Daraus zu schließen, beide Varianten waren gleich gut, wäre voreilig. Dieser Versuch von 2006-2008 wurde um weitere 2 Jahre verlängert, danach wird eine abschließende Auswertung folgen. Bisher zeichnet sich schon ab, dass nur am Standort Osterseeon die DSN Variante einen höheren Bilanzüberhang als die „starre Düngung“ aufweist. Der Standort Osterseeon ist mit ca. 1000 mm Niederschlag im Jahr ein niederschlagreicher Standort. Im Frühjahr ist deshalb immer mit niedrigen N_{\min} -Werten zu rechnen, was eine höhere Düngung und damit eine schlechtere N-Bilanz zur Folge hat.

5.7 Schlussfolgerungen

Bei gleichbleibendem wirtschaftlichen Ergebnis war die N-Bilanz beim System N-Sensor IAB deutlich besser. Eingesparte bzw. nicht ausgebrachte N-Mengen können einen entscheidenden Beitrag zur Trinkwasserqualität liefern und machen das System für Wasserversorgungsunternehmen besonders interessant.

Die bisherigen Ergebnisse mit dem N-Sensor IAB wurden jedoch fast ausschließlich zu Winterweizen durchgeführt. Um dieses Verfahren in der Praxis rentabel einzusetzen zu können, sollte es mindestens zu allen Getreidearten verwendet werden können. Dazu sind noch weitere umfangreiche Untersuchungen notwendig.

6 Ausgleichszahlungen in Wasserschutzgebieten

Dr. Xaver Zenger

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Ländliche Strukturentwicklung, Betriebswirtschaft und Agrarinformatik

6.1 Einleitung

Nach dem Wasserhaushaltsgesetz (§19 WHG) können Wasserschutzgebiete festgelegt werden, um die öffentliche Wasserversorgung vor nachteiligen Einwirkungen zu schützen. In diesen Gebieten ist es, bestimmte Handlungen zu verbieten oder nur mit Einschränkungen zuzulassen. Setzt eine derartige Anordnung Auflagen fest, die die ordnungsgemäße land- oder forstwirtschaftliche Nutzung eines Grundstückes beschränken, so ist für dadurch verursachte wirtschaftliche Nachteile ein angemessener Ausgleich nach Maßgabe des Landesrechts zu leisten.

Im Bayerischen Wassergesetz (BayWG) ist der Ausgleich in Artikel 74 verankert. Der Ausgleich ist demnach von dem zu leisten, der durch den entschädigungspflichtigen Vorgang begünstigt wird.

Ein Ausgleich ist jedoch nicht notwendig, soweit die wirtschaftlichen Nachteile

- durch betriebliche Maßnahmen ausgeglichen werden können oder
- durch andere Leistungen aus öffentlichen Haushalten oder von Dritten ausgeglichen werden.

Daraus ergibt sich, dass ein betroffener Landwirt die Pflicht hat, den durch Wasserschutzgebotsauflagen auftretenden wirtschaftlichen Schaden soweit wie möglich durch innerbetriebliche Kompensationsmaßnahmen auszugleichen. Dies ist bei der Berechnung des wirtschaftlichen Schadens zu berücksichtigen.

Die Musterverordnung für Wasserschutzgebiete nennt eine Reihe von Maßnahmen, die die ordnungsgemäße landwirtschaftliche Nutzung z. T. erheblich beeinträchtigen. Bei einigen Maßnahmen ist es möglich und zweckmäßig, die von Auflagen verursachten wirtschaftlichen Nachteile anhand von Ausgleichspauschalen zu kompensieren. In speziellen Fällen ist eine betriebs- oder gebietspezifische Berechnung angemessen.

Die folgenden Berechnungen beziehen sich ausschließlich auf pauschale Ausgleichszahlungen. Bei entsprechender Anpassung der Kalkulationsgrundlagen können sie aber auch für betriebsindividuelle Berechnungen herangezogen werden.

6.2 Kalkulationsgrundlagen

Um den wirtschaftlichen Schaden durch Auflagen kalkulieren zu können, müssen die Ertrags- und Aufwandsverhältnisse bekannt sein. Für pauschale Ausgleichszahlungen wird hierzu von durchschnittlichen Preis- und Ertragsverhältnissen ausgegangen.

Da die natürlichen Ertragsbedingungen regional sehr unterschiedlich sind, werden soweit wie notwendig, die Ausgleichsbeträge für drei verschiedene Ertragsniveaus kalkuliert. Die Einteilung erfolgt dabei nach den Ertragsklassen der "Landwirtschaftlichen Standortkartierung, LSK".

Die drei Ertragsniveaus wurden wie folgt festgelegt:

ungünstiger Standort:	Ertragsklasse 1 und 2
mittlerer Standort:	Ertragsklasse 3 und 4
günstiger Standort:	Ertragsklasse 5 und 6

Für die Erträge wurde ein dreijähriger Durchschnitt aus der amtliche Ertragsstatistik verwendet.

Für einzelne Kulturen ergeben sich demnach folgende Erträge:

Standort	ungünstig	mittel	günstig
Winterweizen (dt/ha)	61	70	80
Raps (dt/ha)	31	35	40
Kartoffel (dt/ha)	299	384	483
Silomais (dt Trockenmasse/ha)	115	139	167
Wiese (dt Trockenmasse/ha)	63	72	86

Da der überwiegende Anteil der landwirtschaftlichen Betriebe bei der Umsatzsteuer pauschaliert, wird grundsätzlich mit Bruttopreisen gerechnet. Soweit Zeitreihen bei Preisen zur Verfügung stehen, wurden die Kalkulationen mit dem Mittel aus den letzten beiden Kalenderjahren (2007,2008) erstellt. Ansonsten wurden derzeit aktuellen Preise verwendet.

6.3 Ausgleichsmaßnahmen

Von der Vielzahl der möglichen Auflagen werden folgende Maßnahmen behandelt:

- Ausbringverbot von Wirtschaftsdüngern
- Verbot des Maisanbaus
- Gebot der ganzjährigen Bodenbedeckung durch Anbau von Zwischenfrüchten
- Umwandlung von Ackerflächen in Grünland

6.3.1 Ausbringverbot von Wirtschaftsdüngern

Ein Ausbringverbot von Wirtschaftsdünger führt zu keinen Einbußen bei den Naturalerträgen, wenn die erforderlichen Nährstoffe durch Mineraldünger ausgeglichen werden. Zuerst ist dabei zu prüfen, ob Nährstoffe über zusätzlichen Mineraldünger zugekauft werden müssen, oder ob eine innerbetriebliche Umverteilung des Wirtschaftsdüngers möglich ist.

Inwieweit eine innerbetriebliche Umverteilung realisiert werden kann, hängt vom einzelbetrieblich vorhandenen GV-Besatz und vom Anteil der Flächen mit Ausbringverbot für Wirtschaftsdünger ab. Je geringer der GV-Besatz und somit die verfügbare Gülle je Hektar, desto größer ist die Umverteilungsmöglichkeit. Die Obergrenze wird dabei von der Düngeverordnung vorgegeben. Danach ist z. B. auf Ackerflächen eine Aufbringung von maximal 170 kg Gesamtstickstoff aus Wirtschaftsdüngern möglich. Kann wegen des hohen GV-Besatzes oder des großen Anteils von Flächen mit Ausbringverbot für Wirtschaftsdünger dieser nicht mehr auf eigenen Flächen aufgebracht werden, ist der Wirtschaftsdünger abzugeben. Damit werden Nährstoffe abgegeben, die im notwendigen Um-

fang über Mineraldünger wieder zugekauft werden müssen, um die gleichen Erträge im Pflanzenbau zu erreichen.

Für diesen Fall entstehen dem Betrieb zusätzliche Kosten für die Mineraldüngerbeschaffung und deren Ausbringung. Auf der anderen Seite werden die variablen Kosten der Gülleausbringung eingespart. Bei der Gülleabgabe wird unterstellt, dass der Betrieb den Wirtschaftsdünger kostenfrei ab Güllelager an einen Dritten abgibt. Die so ermittelten Ausgleichsbeträge sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tab.1: Ausgleichsbeträge bei ganzjährigem Ausbringverbot von Wirtschaftsdünger

GV - Besatz	Ausgleichsbetrag in €/ha bei einem Flächenanteil von ...% im Wasserschutzgebiet										
	0%	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
GV/ha	Wiese - Ertragsniveau: niedrig										
bis 0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	83	93	103
0,5 - 1,0	0	0	0	0	0	103	123	143	163	183	203
1,0 - 1,5	0	0	0	98	128	158	188	218	248	278	308
ab 1,5	0	41	73	106	139	171	204	237	269	302	335
GV/ha	Wiese - Ertragsniveau: mittel										
bis 0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	83	93	103
0,5 - 1,0	0	0	0	0	0	103	123	143	163	183	203
1,0 - 1,5	0	0	0	98	128	158	188	218	248	278	308
ab 1,5	0	43	78	113	148	183	218	253	288	323	358
GV/ha	Wiese - Ertragsniveau: hoch										
bis 0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	83	93	103
0,5 - 1,0	0	0	0	0	0	103	123	143	163	183	203
1,0 - 1,5	0	0	0	98	128	158	188	218	248	278	308
ab 1,5	0	47	86	125	164	203	242	281	320	359	398
	Acker - Ertragsniveau: niedrig										
bis 0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	68	76	84
0,5 - 1,0	0	0	0	0	0	0	87	101	115	129	143
1,0 - 1,5	0	0	0	0	83	102	121	139	158	177	196
ab 1,5	0	0	48	68	88	107	127	147	167	187	207
	Acker - Ertragsniveau: mittel										
bis 0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	68	76	84
0,5 - 1,0	0	0	0	0	0	0	91	106	120	135	150
1,0 - 1,5	0	0	0	0	88	107	127	147	167	187	207
ab 1,5	0	0	54	78	101	124	148	171	194	217	241
	Acker - Ertragsniveau: hoch										
bis 0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	68	76	84
0,5 - 1,0	0	0	0	0	0	0	96	111	127	142	158
1,0 - 1,5	0	0	0	0	91	111	132	153	174	194	215
ab 1,5	0	0	59	84	110	135	161	186	211	237	262

Wie aus Tabelle 1 hervorgeht, fallen bei niedrigem GV-Besatz und niedrigem Flächenanteil im Schutzgebiet keine oder nur geringe Ausgleichsbeträge an. Mit steigendem GV-Besatz und steigendem Anteil von Flächen mit Aufbringverbot für Wirtschaftsdünger erhöhen sich aber die Beträge beträchtlich. Die Ausgleichsbeträge für Grünland sind ge-

genüber den Ackerflächen höher, da für den jeweiligen Aufwuchs eine höhere Nähstoffmenge notwendig ist.

Ist keine Gülleabgabe erforderlich, ist zu prüfen, ob durch die innerbetriebliche Umverteilung zusätzliche Transportkosten entstehen und welche Menge davon betroffen ist. Die Höhe dieser Kosten beträgt derzeit 0,24 Euro je m³ und je zusätzlichen Kilometer Feld-Hofentfernung. Darin enthalten sind die variablen Maschinenkosten und der Arbeitsaufwand für die verlängerte Fahrtdauer. In Tabelle 2 sind für einige Mengen und zusätzlichen Feld-Hofentfernungen die Kosten je Hektar dargestellt.

Tab. 2: Ausgleichsbeträge für zusätzliche Transportkosten von Gülle

Gülle- menge	zusätzliche Feld-Hofentfernung				
	1	2	3	4	5
	Ausgleichsbetrag €/ha				
10 cbm/ha	2,4	4,8	7,2	9,6	12
20 cbm/ha	4,8	9,6	14,4	19,2	24
30 cbm/ha	7,2	14,4	21,6	28,8	36

Hat ein Betrieb z. B. 5 ha im Schutzgebiet und muss er in Folge des Aufbringverbotes die sonst übliche Menge Gülle von 20 m³ auf 2 km entferntere Flächen fahren, dann entsteht ein Ausgleichsbetrag von 9,60 Euro je Hektar bzw. insgesamt von 48 Euro.

Eine Einzelfallbeurteilung zum Aufbringverbot von Wirtschaftsdüngern ist bei ökologisch wirtschaftenden Betrieben angebracht, da diese andere Düngemittel zur Kompensation der Wirtschaftsdüngerabgabe einsetzen müssen. Eine Einzelfallbeurteilung ist ebenso notwendig, wenn in Folge des Aufbringverbotes von Wirtschaftsdüngern Cross Compliance Anforderungen (z. B. Humusbilanz) nicht mehr erfüllt werden können.

6.3.2 Anbauverbot für bestimmte Kulturen

Wird mit der Schutzgebietsverordnung der Anbau bestimmter Kulturen auf Ackerflächen untersagt, dann entstehen Ausgleichsansprüche, wenn die dafür angebauten Alternativkulturen einen wirtschaftlichen Nachteil verursachen. Dabei ist wieder zu prüfen, ob ein innerbetrieblicher Ausgleich zur Schadensbegrenzung möglich ist.

Verbot des Anbaus von Körnermais und Mais für Biogasanlagen

Wird der Anbau von Körnermais in Schutzgebieten untersagt, dann wird im Rahmen der betrieblichen Fruchtfolge eine Alternativkultur angebaut. Durch einen Wirtschaftlichkeitsvergleich und unter Berücksichtigung des Arbeitszeitaufwandes ist ein eventueller Ausgleichsanspruch zu ermitteln (vgl. Tabelle 3).

Kann statt Körnermais eine wirtschaftlich lukrativere Kultur wie z. B. Winterweizen angebaut werden, dann entsteht kein wirtschaftlicher Nachteil und es ist kein Ausgleich notwendig. Anders ist die Situation, wenn die Alternativkulturen wirtschaftlich ungünstiger sind oder wenn ein deutlich höherer Arbeitsaufwand notwendig wird. In dem in Tabelle 3 dargestellten Beispiel ergibt sich für den ersatzweisen Anbau von Triticale ein Ausgleichsbetrag von 311,50 Euro je Hektar.

Tab. 3: Ermittlung der Ausgleichsbeträge bei Anbauverbot für Körnermais

	Deckungsbeitrag (DB)	Arbeitszeit	Arbeitskosten
Alternativkultur Winterweizen			
Winterweizen	825,00 €/ha	9,41 Akh/ha	-117,63 €/ha
Körnermais	774,00 €/ha	8,44 Akh/ha	-105,50 €/ha
Differenz	51,00 €/ha	0,97 Akh/ha	-12,13 €/ha
Differenz (DB + Mehrarbeitskosten)		38,88 €/ha	
Ausgleichsbetrag	0,00 €/ha		
Alternativkultur Triticale			
Triticale	465,00 €/ha	8,64 Akh/ha	-108,00 €/ha
Körnermais	774,00 €/ha	8,44 Akh/ha	-105,50 €/ha
Differenz	-309,00 €/ha	0,20 Akh/ha	-2,50 €/ha
Differenz (DB + Mehrarbeitskosten)		-311,50 €/ha	
Ausgleichsbetrag	311,50 €/ha		

Etwas anders ist die Situation, wenn Silomais für die betriebseigene Viehhaltung angebaut wird. Damit der Viehbestand nicht verringert werden muss, ist ersatzweise ein anderes Ackerfutter anzubauen, es sei denn, der Anbau von Silomais ist auf anderen betrieblichen Flächen zusätzlich möglich.

In letzteren Fall ist zu prüfen, inwieweit zusätzliche Kosten anfallen, wenn der Maisanbau auf entferntere Flächen verlagert wird. Die Kosten für die zusätzliche Feld-Hofentfernung sind in Tabelle 4 für einige Beispiele zusammengefasst.

Tab. 4: Kosten der Verlagerung des Anbaus von Silomais auf entferntere Flächen

Standort	Ausgleichsbetrag (Euro/ha)				
	zusätzliche Entfernung (km)				
	1	2	3	4	5
ungünstig	10,00	20,00	30,00	40,00	50,00
mittel	15,00	30,00	45,00	60,00	75,00
günstig	19,00	38,00	57,00	76,00	95,00

Der wesentliche Mehraufwand ergibt sich bei der Verlagerung von Futterflächen auf entferntere Felder durch den Abtransport des Erntegutes. Unter Berücksichtigung des Standortes (Ertragsniveau) ergibt sich z. B. bei drei zusätzlichen Entfernungskilometern ein Ausgleichsbetrag von 30, 45 bzw. 57 Euro je Hektar Silomais, der im Schutzgebiet nicht mehr angebaut werden kann.

Ist eine Verlagerung des Anbaus von Silomais auf andere betriebliche Flächen nicht realisierbar, dann muss statt Silomais ein anderes Ackerfutter erzeugt werden. Aus Sicht des Arbeitsaufwandes ist dabei die Getreideganzpflanzensilage eine günstige und vergleichbare Alternative.

Tab. 5: Ausgleichsbeträge bei Verbot des Silomaisanbaus (Ersatzfutter: Getreideganzpflanzensilage)

Ertragslage	Bewirtschaftung ohne Schutzgebietsauflage		Bewirtschaftung mit Schutzgebietsauflage (Maisanbauverbot)			wirtschaftliche Auswirkung			
	var. Kosten Silomais	Akh Silomais	var. Kosten GPS	zusätzliche Futterkosten	Akh GPS	Änderung var Kosten	Änderung Akh-Bedarf	zusätzliche Arbeitskosten	Ausgleichsbetrag (€/ha)
ungünstig	1092	7,7	1042	591	6,9	540	-0,8	0,0	540
mittel	1199	8,3	1154	836	7,5	791	-0,8	0,0	791
günstig	1337	9,0	1273	1162	8,1	1098	-0,9	0,0	1098

Da die Nährstofferrträge und die Futterqualität der Grundfuttermittel sehr unterschiedlich ist, ist in der Regel zusätzlich ein Ausgleich durch ein oder mehrere Kraftfuttermittel notwendig, um den wirtschaftlichen Unterschied zwischen zwei Grundfuttermitteln je Hektar zu ermitteln. Je nach Ertragsniveau des Silomais sind zusätzliche Kraftfutterkosten von 591 bis 1162 Euro je Hektar notwendig, damit die Nährstoffmengen vergleichbar sind. Unter Berücksichtigung der geänderten variablen Kosten für den Grundfütteranbau, den zusätzlich notwendigen Kraftfutterkosten ergeben sich je nach Ertragsniveau Ausgleichsbeträge von 540, 791 bzw. 1098 Euro je Hektar Silomais, der im Schutzgebiet nicht mehr angebaut werden kann.

6.3.3 Gebot der ganzjährigen Bodenbedeckung durch Anbau von Zwischenfrüchten

Mit dem Anbau von Zwischenfrüchten können Nährstoffe im Boden gebunden werden. Beim Anbau ist zu unterscheiden zwischen dem Anbau vor der Bestellung der Winterung (z. B. Winterweizen) und der Sommerung (z. B. Mais). Des weiteren hat die Art der Zwischenfrucht (winterhart oder nicht winterhart) Auswirkung auf die anschließenden Bearbeitungskosten (vgl. Tabelle 6).

Tab. 6: Ausgleichsbeträge für den Anbau von Zwischenfrüchten zur Bodenbedeckung

	Zwischenfrucht vor der Herbstbestellung	Zwischenfrucht vor der Frühjahrsbestellung			
		keine winterharte Zwischenfrucht (z.B. Senf)		winterharte Zwischenfrucht (z.B. Rüben)	
		Ausbringung: Düngerstreuer	Ausbringung: Düngerstreuer	Ausbringung: Sämaschine	Ausbringung: Düngerstreuer
Ausgleichsbetrag (€/ha)	74	88	141	116	170
Abschlag bei Verfüttung des Aufwuchses (€/ha)	36				
Ausgleichsbetrag bei Futternutzung des Aufwuchses (€/ha)	38	52	105	80	134

Neben dem Saatgut verursacht der Anbau, je nach Verfahren und Arbeitszeitbedarf, Kosten von insgesamt 74 bis 170 Euro je Hektar. Dabei sind die gegenüber dem Verfahren ohne Zwischenfruchtanbau sowohl die höheren variablen Kosten als auch die Mehrarbeit berücksichtigt. Wird der Aufwuchs verfüttet, reduziert sich die notwendige Ausgleichsleistung um jeweils 36 Euro je Hektar.

6.3.4 Umwandlung von Ackerflächen in Grünland

Sollen Ackerflächen in Grünland umgewandelt werden, können viehlose Betriebe die Flächen in der Regel lediglich über den Heuverkauf verwerten. Für die Bemessung der Ausgleichsleistung ist die bisherige Nutzung der Flächen entscheidend. Für die Kalkulation der Pauschalen werden zwei Betriebsgruppen gebildet. Eine Gruppe mit einer Mähdruschfruchtfolge und eine Gruppe mit einem Hackfruchtanteil von über 5 % in der Fruchtfolge (Tabelle 7).

Tab. 7: Ausgleichsbeträge für die Umwandlung von Ackerflächen in Grünland (zukünftige Nutzung: Heuverkauf)

Ertragslage	ordnungsgem. Bewirtschaftung ohne Vereinbarung		Bewirtschaftung mit freiwilliger Vereinbarung		wirtschaftliche Auswirkung			
	Ø DB Fruchtfolge	Ø Akh Fruchtfolge	DB Heuverk.	Akh Heu	Änderung DB	Änderung Akh	zusätzliche Arbeitskosten	erforderlicher Ausgleichsbetrag
bisherige Nutzung: Mähdruschfruchtfolge mit bis zu 5% Hackfruchtanteil								
ungünstig	378	7,7	18	12,6	-360	4,9	62	422 €/ha
mittel	473	8,2	37	16,6	-436	8,4	105	541 €/ha
günstig	638	8,8	60	20,6	-578	11,8	147	726 €/ha
bisherige Nutzung: Fruchtfolge mit über 5% Hackfruchtanteil								
ungünstig	530	9,9	18	12,6	-512	2,7	34	546 €/ha
mittel	669	10,2	37	16,6	-632	6,4	80	712 €/ha
günstig	839	10,9	60	20,6	-779	9,7	121	901 €/ha

Im Vergleich mit dem Ackerbau ist die Grünlandbewirtschaftung mit Heuverkauf deutlich ungünstiger. Zusätzlich entsteht ein höherer Arbeitsaufwand. Für Betriebe ohne wesentlichen Hackfruchtbau ergeben sich Ausgleichsbeträge von 422 bis 726 Euro je Hektar. Bei Betrieben mit größerem Hackfruchtanteil in der Fruchtfolge sind Ausgleichsbeträge von 546 bis 901 Euro je Hektar gerechtfertigt, wenn der Umfang des Hackfruchtbaus in Folge der Schutzgebietsauflagen wirklich eingeschränkt werden muss. Ansonsten sind die Ausgleichsbeträge wie bei Betrieben mit geringem Hackfruchtanteil angemessen.

6.4 Zusammenfassung

Auflagen in Wasserschutzgebieten können die ordnungsgemäße landwirtschaftliche Nutzung von Flächen beschränken. Sind damit wirtschaftliche Nachteile für den Landwirt verbunden, sind diese auszugleichen, soweit sie vom Betrieb nicht durch angemessene Maßnahmen kompensiert werden können. Die notwendigen Ausgleichsleistungen können entweder betriebsindividuell ermittelt oder anhand von Pauschalen bemessen werden. Für die dargestellten Pauschalen wurden durchschnittliche Ertrags- und Preisverhältnisse unterstellt. Zusätzlich wurde eine Differenzierung der Standorte nach der Ertragsfähigkeit vorgenommen. Dies soll die einzelbetrieblichen und regionalen Unterschiede in gewissem Maße berücksichtigen. Bei speziellen Fruchtfolgen, Sonderkulturen und Ökobetrieben ist eine betriebsindividuelle Kalkulation der wirtschaftlichen Auswirkungen von Auflagen angemessen.

7 Erfolgreiche Wasserschutzgebietsberatung im Landkreis Starnberg

Peter Zimmermann

Amt für Landwirtschaft und Forsten Weilheim

7.1 Zusammenfassung

Seit 14 Jahren läuft in 4 Wasserschutzgebieten im Landkreis Starnberg ein Pilotprojekt, in dem neue konzeptionelle Wege begangen worden sind: Die Integration des Wasserschutzgebietsberaters in das Amt für Landwirtschaft und Forsten Weilheim und der Verzicht auf Ausweisung großer Wasserschutzgebietszonen III-B.

Diese konzeptionelle Ausrichtung wurde ergänzt durch die Einführung freiwilliger Bewirtschaftungsvereinbarungen nach dem Modell der Stadtwerke Augsburg, die von den Landwirten sehr gut angenommen und umgesetzt wurden (Beteiligungsrate 80 % der Fläche des Maßnahmegebietes).

Die „problematischeren“ Früchte wie Mais, Raps und Weizen konnten durch die Umsetzung der Vorgaben der freiwilligen Vereinbarungen grundwasserschonender angebaut werden. Insbesondere die Stickstoffdüngung zu Mais wurde, bei Erreichung vergleichbaren Durchschnittserträge, deutlich unter dem Entzug gehalten. Auch die Reststickstoffwerte am Ende der Vegetationsperiode konnten im Laufe der Zeit deutlich gesenkt werden.

Eine der wichtigsten pflanzenbaulichen Maßnahmen ist der Zwischenfruchtanbau, der seit 10 Jahren nahezu flächendeckend umgesetzt wurde. Diese Anbauflächen haben im Durchschnitt die niedrigsten Bodenstickstoffwerte im Spätherbst. Durch die späten Umbruchtermine wird die Gefahr der Nitratauswaschung weiter vermindert.

Die durchschnittlichen Bodenstickstoffgehalte Ende Oktober sind von 60 kg N/ha (1995) auf mittlerweile 20 kg N/ha (2008) gesunken. Von einem recht engen Zusammenhang zwischen dem Rückgang der Bodenstickstoffwerte und der Reduktion der Nitratwerte im Trinkwasser der Wasserversorgungsanlagen (von 40 mg/l im Jahr 1994 auf 26,2 mg/l im Jahr 2008) kann ausgegangen werden.

Diese erfreulichen Ergebnisse sind der neuen Konzeption zu verdanken, die sich als sehr vertrauensfördernd und konstruktiv für die Zusammenarbeit zwischen Landwirten und Wasserversorgern erwies. Dies zeigt sich auch daran, dass sich sogar die Nichtvertragslandwirte bemühten, grundwasserschonender zu wirtschaften.

7.2 Entstehung der Wasserschutzgebietsberatung im Landkreis Starnberg

Ende der 80er Jahre haben sich aufgrund von hohen Nitratwerten und der anstehenden Ausweisung von sehr großen Wasserschutzzonen III-B drei Wasserversorger im Landkreis Starnberg entschlossen, gemeinsam nach einer Lösung des Problems zu suchen.

Nach einigen Gesprächen einigten sich alle Beteiligten (Wasserwirtschaftsamt München, Landesamt für Wasserwirtschaft, Landratsamt Starnberg, Amt für Landwirtschaft und Ernährung Weilheim, Bayerischer Bauernverband und die Wasserversorger) darauf, einen

neuen Weg in der Wasserschutzgebietsarbeit zu gehen. Man wollte bewusst auf eine wenig erfolgversprechende, klassische Schutzgebietsausweisung der Wasserschutzzone III-B verzichten und dafür den Weg der Beratung beschreiten. Wichtig war den Projektbeteiligten außerdem, dass die Beratung vom Amt für Landwirtschaft und Ernährung (jetziges Amt für Landwirtschaft und Forsten) ausgehen soll, weil diese Einrichtung die größte Fachkompetenz und das Vertrauen der Landwirte besitzt. Dadurch konnten von vornherein sehr viele Konfliktfelder ausgeräumt werden.

Die Personalkosten wurden weitgehend von den Wasserversorgern übernommen.

So entstand in Bayern erstmalig eine Projektkonzeption, die auf folgenden Grundpfeilern beruhte:

1. Die Nichtausweisung der Wasserschutzzonen III-B.
2. Die Integration des Wasserschutzgebietsberaters in das Amt für Landwirtschaft und Forsten Weilheim.
3. Beratung und Einführung freiwilliger Bewirtschaftungsvereinbarungen (Vgl. Kapitel 7.4).

7.3 Landwirtschaft in den Maßnahmengebieten

Die zu betreuenden Wasserschutzgebiete der Gemeinden Gilching, Inning und Andechs¹ sowie des Zweckverbandes Starnberg haben insgesamt 930 ha landwirtschaftliche Nutzfläche. Davon sind 30 % Dauergrünland und 70 % Ackerland. Den höchsten Dauergrünlandanteil haben mittlerweile die Wasserschutzgebiete Andechs und Inning mit jeweils 50 % und den niedrigsten der Zweckverband Starnberg mit 20 %. In Gilching beträgt er 35 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche.

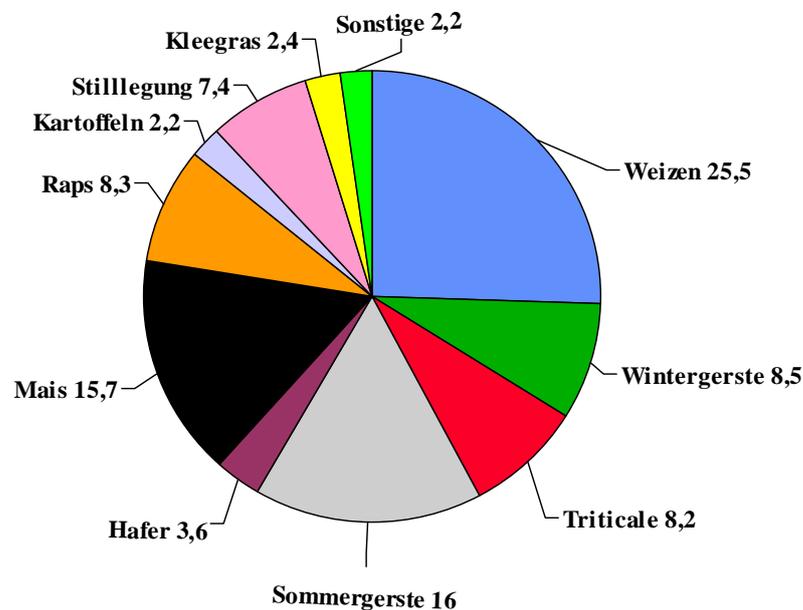


Abb. 1: Die Verteilung der Ackernutzungen in den zu betreuenden Wasserschutz- und Wassereinzugsgebieten in Prozent

¹ Die Gemeinde Andechs ist 1999 der Kooperation beigetreten.

Die Böden in den Maßnahmengebieten sind sehr flachgründig. Sie sind zu 80 % Ackerparendzinen, die typisch für die Münchner Schotterebene sind. Gekennzeichnet sind diese Böden vor allem durch die geringe Wasserhaltefähigkeit von 40 bis 60 l/m², sehr gute Dränung und schnelle Erwärmbarkeit.

7.4 Beratungskonzept

Zu Beginn dieses Projektes im Jahr 1995 stellte sich zunächst grundsätzlich die Frage, wie die Beratung zu erfolgen habe. Nach einer gewissen Einarbeitungsphase und vielen Gesprächen wurden freiwillige Bewirtschaftungsvereinbarungen eingeführt, die sich an den Verträgen der Stadtwerke Augsburg orientierten. Die Vereinbarungen wurden so gestaltet, dass die Höhe des Ausgleichs an die Bodenstickstoffwerte gekoppelt ist, die jedes Jahr Ende Oktober auf den Flächen ermittelt werden. Die durchschnittliche Ausgleichsleistung beträgt derzeit 195 €/ha. Darüber hinaus verpflichteten sich die Landwirte, wesentliche Beratungsinhalte einer grundwasserschonenden Landbewirtschaftung einzuhalten (siehe auch Tabelle 1).

So erzeugen sie einen wichtigen Agrar-Umweltindikator, der Prognosen zulässt, wie sich die Nitratwerte im Grundwasser voraussichtlich entwickeln werden (vgl. SCHWEIGERT UND ZIMMERMANN).

Des Weiteren sind die Verträge so konzipiert, dass sie mit den am meisten genutzten Maßnahmen des KULAP-A wie beispielsweise der Grünlandprämie kompatibel sind.

Die Vereinbarungen und damit auch die wichtigsten Beratungsinhalte wurden und werden den Landwirten durch Massenberatungsinstrumente wie Rundbriefe, Versammlungen, Demonstrationsversuche und Felderbegehungen vermittelt. Bereits im ersten Jahr konnten 50 % der Flächen in den Maßnahmengebieten unter Vertrag genommen werden.

Der Anteil konnte im Laufe der Zeit auf 80 % gesteigert werden und stagniert seit einigen Jahren auf diesem hohen Niveau.

Nachdem der größte Teil der Landwirte mit den wichtigsten Beratungsinhalten vertraut gemacht worden war, meldeten sich zunehmend Landwirte mit spezifischen Problemen und Wünschen, wie zum Beispiel Queckenbekämpfung, Grünlanderneuerung, Kohlhernieprophylaxe und Güllemanagement. So wurde, je länger das Projekt lief, die Einzelberatung immer wichtiger.

Tab. 1: Die 8 wichtigsten Beratungsinhalte der freiwilligen Bewirtschaftungsvereinbarungen

Die 8 wichtigsten Beratungsinhalte
1. Möglichst ganzjährige Begrünung (Zwischenfruchtanbau).
2. Späte Bodenbearbeitung bzw. Einarbeitung der Zwischenfrüchte.
3. Zeitlich beschränkte Ausbringung von Wirtschaftsdüngern im Herbst und Begrenzung der Ausbringmengen.
4. Maximal 40 kg N/ha pro Einzelgabe mineralischer Stickstoffdünger.
5. Ausrichtung der Stickstoffdüngung am Durchschnittsertrag im Maßnahmengebiet.
6. Vermeidung von Grünlandumbrüchen.
7. Kein Einsatz von Pflanzenschutzmitteln mit grundwassersensiblen Wirkstoffen.
8. Führung von Schlagkarteien.

7.5 Ergebnisse

7.5.1 Mais

Der Mais hatte in Wasserschutzgebieten lange Zeit einen eher schlechten Ruf. Ein wesentlicher Grund war die Ausbringung relativ großer Mengen organischer Stickstoffdünger vor der Maisaussaat. Aufgrund der vertraglichen Vorgaben verlor der Mais den Ruf als sogenannte Problemfrucht. Zum einen dürfen die Vertragslandwirte maximal 30 m³ Gülle/Jauche als Gesamtgabe zu Mais ausbringen. Zum anderen sind sie verpflichtet, vor Mais Zwischenfrüchte anzubauen, die sie erst ab 1. April umbrechen dürfen. So ist gewährleistet, dass die sehr langen Brachezeiten auf ein Minimum reduziert werden. Des Weiteren setzten die Landwirte die Beratungsempfehlung in die Tat um, dass Mais deutlich unter Entzug gedüngt werden kann (siehe Abbildung 3). Je nach Viehbesatz bekommen die Landwirte die Empfehlung, insgesamt 120 bis 140 kg N/ha auszubringen bei einer Ertragserwartung von 450 dt/ha, was einem Entzug von 170 kg N/ha entspricht. Dies hängt mit der Fähigkeit des Mais zusammen, den bodenbürtigen Stickstoff zu seiner Hauptwachstumszeit im Juli und August wie keine andere Hauptfrucht zu nutzen. Daher ist es nicht verwunderlich, dass sich die Bodenstickstoffwerte auf einem relativ niedrigen Niveau eingependelt haben (siehe Abbildung 2) und mittlerweile eine positive Rolle bei der Senkung des Nitratwertes im Grundwasser spielen.

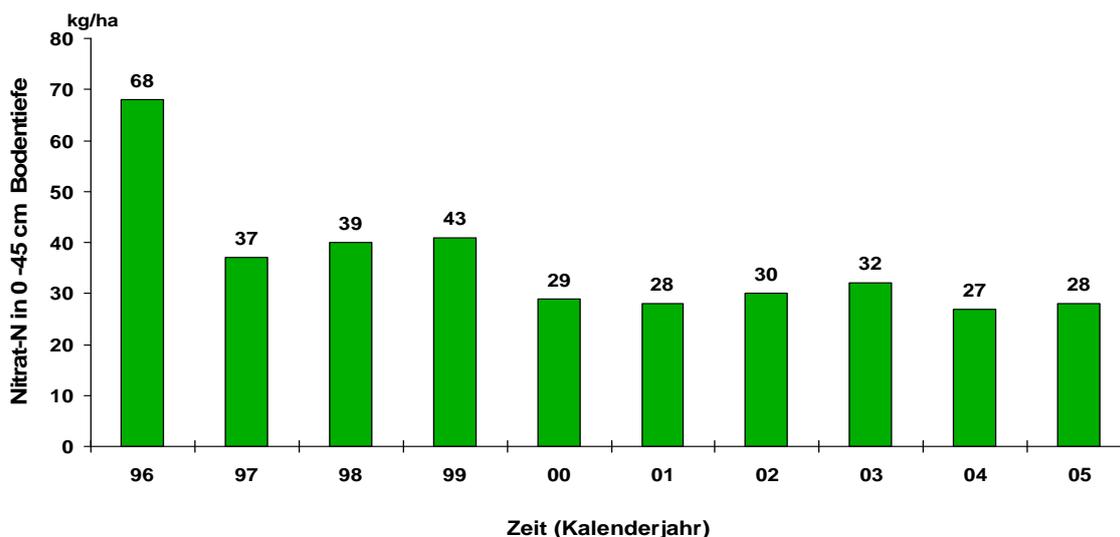


Abb. 2: Vergleich der durchschnittlichen Nitratgehalte der Maisflächen (gemessen Ende Oktober/Anfang November) von 1996 bis 2005

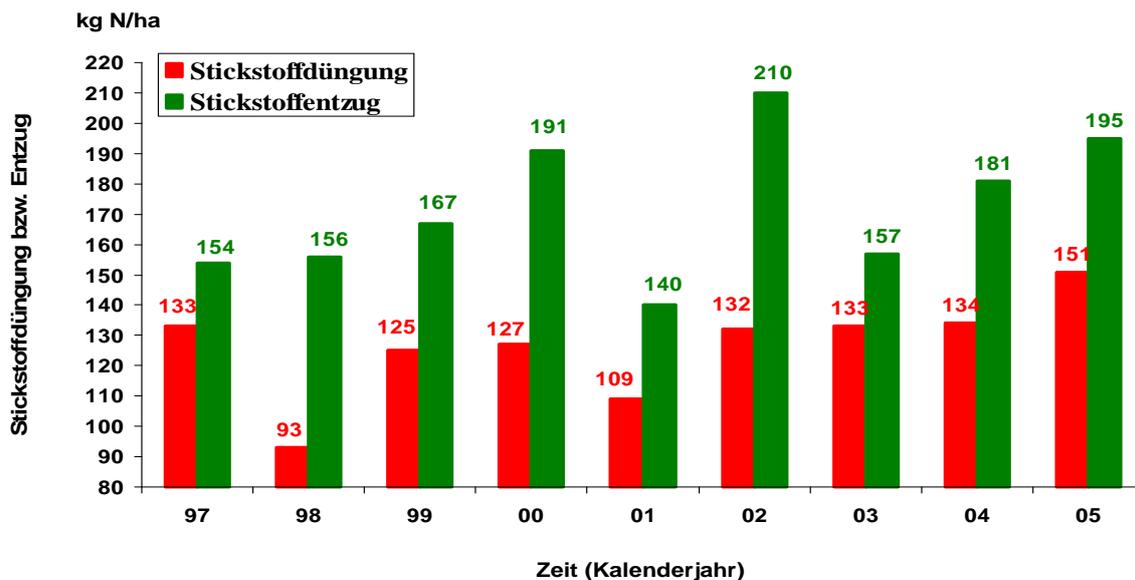


Abb. 3: Vergleich der Gesamtstickstoffdüngung mit dem Entzug bei Silomais in den Wasserschutz- und Wassereinzugsgebieten (flächengewichtetes Mittel aus Auswertung von Schlagkarteien)

7.5.2 Weizen

In den Betreuungsgebieten wird viel Eliteweizen angebaut, der einen hohen Stickstoffdüngungsbedarf hat und relativ große Spätstickstoffdüngungsgaben benötigt, um die gewünschten hohen Proteinwerte zu erzeugen. Um der Gefahr der Nitratauswaschung zu begegnen, gibt es mehrere Beratungsempfehlungen, die auch größtenteils umgesetzt werden.

1. Die schossetonante Andüngung von max. 50 kg N/ha bis zum Schosseinbeginn.
2. Die Schossergabe nach den Messergebnissen mit dem N-Tester.
3. Aufteilung der Spätgabe in 2 Gaben. Erster Termin zum Fahnenblattstadium und zweiter Termin zum Ährenschieben.
4. Bemessung der Gesamtstickstoffgabe am Durchschnittsertrag, der im Maßnahmengebiet bei 63 dt/ha liegt, was einem Düngebedarf bei Eliteweizen von 180 bis 190 kg N/ha entspricht.

Die Auswertung der Schlagkarteien hat zu folgendem Ergebnis geführt:

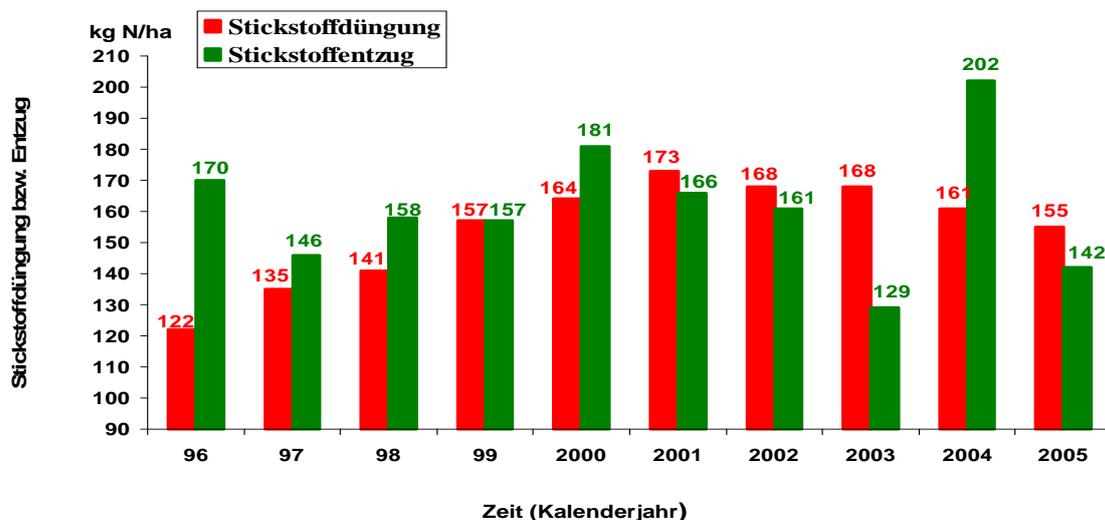


Abb. 4: Vergleich der Gesamtstickstoffdüngung mit dem Entzug bei Weizen (flächengewichtetes Mittel aus Auswertung von Schlagkarteien)

Über den Zeitraum von 1996 bis 2005 sind die Düngung und der Entzug im Mittel ausgeglichen. Man sieht allerdings auch, dass der klimatische Einfluss auf den flachgründigen Böden eine relativ große Rolle spielt. Wenn die Bedingungen nicht ganz optimal sind wie beispielsweise 2003 und der Landwirt auf einen Durchschnittsertrag hin gedüngt hat, so kann relativ leicht ein Bilanzüberschuss entstehen. Das ist ganz klar das Risiko im Beratungsgebiet. Andererseits können diese Reststickstoffmengen von einer Zwischenfrucht oder einer Winterung bzw. Wintergerste relativ gut abgeschöpft und das Risikopotential abgeschwächt werden.

Mit den oben beschriebenen Maßnahmen, ein optimierter Pflanzenschutz eingesetzt, sind die Risiken des Qualitätsweizenanbaues deutlich begrenzt. Das einzige Problem, das bisher nicht wesentlich verbessert werden konnte, sind die relativ hohen Bodenstickstoffwerte zum Zeitpunkt Ende Oktober (siehe Abbildung 6), wenn der Weizen erst kurz vorher gesät wurde.

Bereits die Bodenbearbeitung mit vorherigem Pflügen sorgt für eine verstärkte Mineralisierung und damit für eine Erhöhung des Bodenstickstoffs. Eine Abhilfemaßnahme wäre ein früherer Saatzeitpunkt, der jedoch größere Krankheitsrisiken mit sich bringt.

7.5.3 Raps

Der Raps ist die Ackerkultur mit der ungünstigsten Stickstoffbilanz (siehe Abbildung 5). Für die Erzeugung der ölhaltigen Rapskörner muss ein großer Blattapparat aufgebaut werden. Zudem ist das C : N-Verhältnis recht eng. Dies hat zur Folge, dass sich die Blätter und Stängel, insbesondere nach der Ernte, schneller in mineralischen Stickstoff umwandeln als bei Getreide. Im Jahr des Anbaues verhält sich der Raps ähnlich positiv wie die Zwischenfrüchte, vorausgesetzt er wird maßvoll oder gar nicht mit Stickstoff angedüngt. Im Jahr nach der Aberntung des Rapses muss der Ausfallraps zum Auflaufen gebracht werden, damit ein Großteil des freiwerdenden Stickstoffs bis zum Anbau der Folgefrucht

wieder gebunden wird. Diese Maßnahme wird im Betreuungsgebiet erfolgreich angewandt, wie Abbildung 6 zeigt. Die Bodenstickstoffwerte, die Ende Oktober gemessen werden, sind wenig höher als bei den Zwischenfrüchten. Sicherlich ist die Wirkung nicht mit den spät umgebrochenen Zwischenfrüchten vergleichbar, da zudem nach dem Ausfallraps oft Weizen angebaut wird.

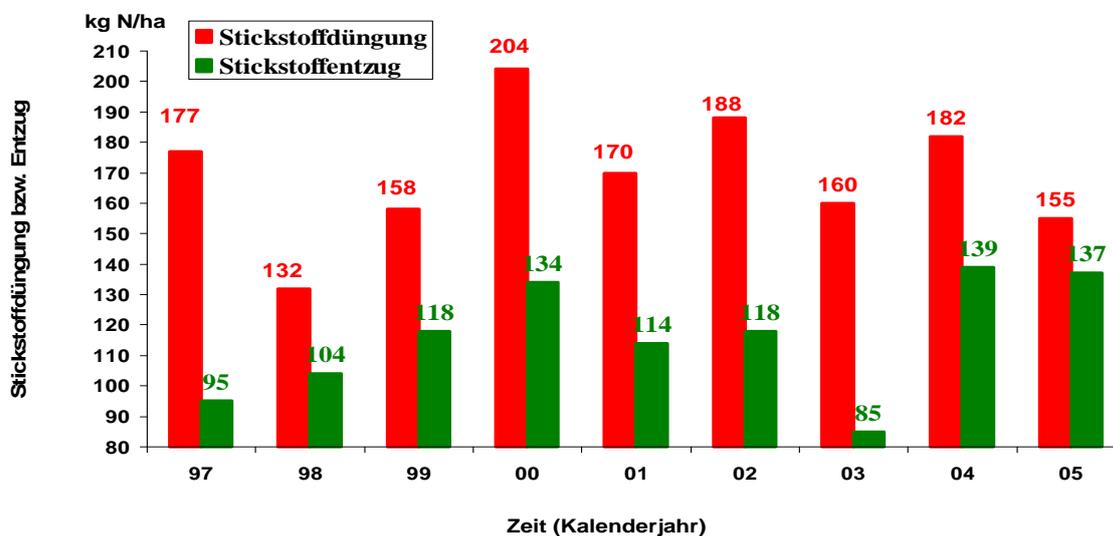


Abb. 5: Vergleich der Gesamtstickstoffdüngung mit dem Entzug bei Winterraps (flächengewichtetes Mittel aus Auswertung von Schlagkarteien)

7.5.4 Zwischenfrüchte

Wie schon in Kapitel 1.4 erwähnt, wurde im Lauf von mehr als 13 Jahren schnell eine hohe Beteiligung von 80 % der betreuten Fläche an den freiwilligen Bewirtschaftungsverträgen erreicht und gehalten. Darüber hinaus erfolgte in vielen Jahren ein nahezu 100%iger Zwischenfruchtanbau, eine der wichtigsten Maßnahmen der grundwasserschonenden Landwirtschaft. Dies bedeutet auch, dass sich viele Nichtvertragslandwirte dem Zwischenfruchtanbau anschlossen, obwohl sie hierzu nicht verpflichtet waren. Sicherlich hielten sie sich nicht immer an die späten Umbruchtermine, aber sie zeigten trotzdem ihren guten Willen.

Wie Auswertungen der fruchtartenspezifischen Bodenstickstoffwerte zeigen, haben die Zwischenfruchtanbauflächen im Durchschnitt die niedrigsten Bodenstickstoffwerte aller untersuchten Flächen (siehe Abbildung 6). Die am meisten angebaute Zwischenfruchtart ist der Senf. Des Weiteren wurden Rübsen, Phacelia und als Futterzwischenfrüchte Klee-gras oder Futterraps und Alexandrinerklee gesät (*WASSERSCHUTZGEBIETSBERATUNG IM LANDKREIS STARNBERG*).

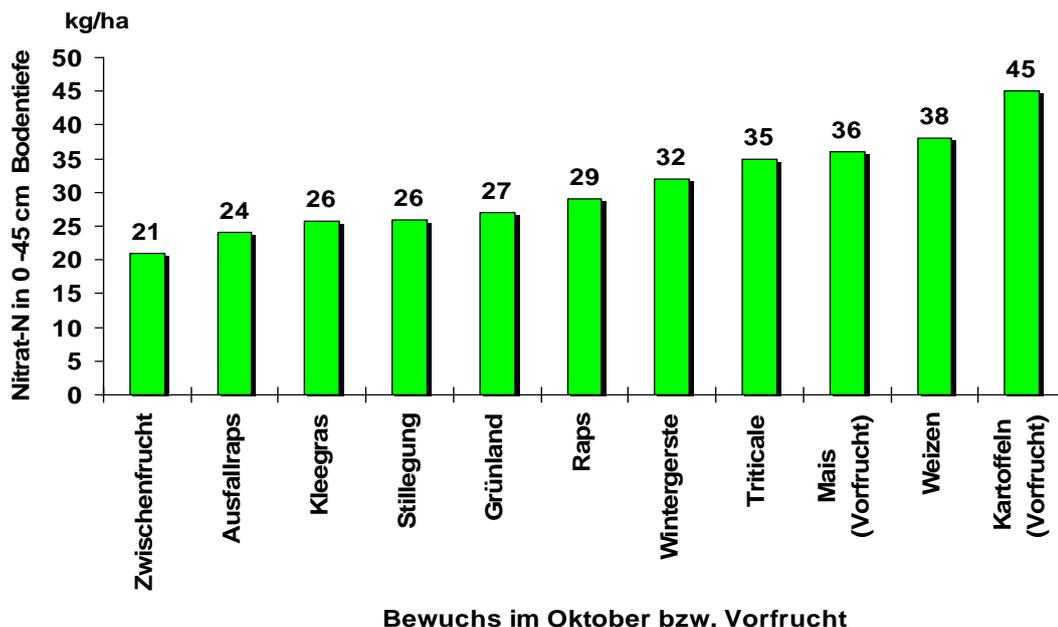


Abb. 6: Vergleich der durchschnittlichen Nitratgehalte von 1996 bis 2005 auf den Flächen der Wasserschutzgebiete bei unterschiedlicher Vorfrucht bzw. Bewuchs im Oktober

Die niedrigen Nitratgehalte im Boden und die flächendeckende Umsetzung machen den Zwischenfruchtanbau zur wirkungsvollsten Maßnahme im Rahmen einer grundwasserschonenden Landwirtschaft. Verstärkt wird der Effekt durch den späten Umbruchtermin vor Sommerungen (1. Dezember) bzw. vor Mais (1. April). Dadurch wird erreicht, dass der Boden nach Aberntung der letzten Ackerfrüchte im Sommer (normalerweise in der zweiten Augustdekade) bis Anfang Dezember 3,5 bis 4 Monate mit einem stickstoffkonservierenden Bewuchs versehen ist und bei Zwischenfrüchten vor Mais sogar 7 bis 8 Monate.

7.5.5 Weitere Ackerkulturen und Grünland

Kartoffeln, Roggen und Stilllegung werden nur noch selten angebaut oder angelegt. Die anderen Getreidearten wie Triticale, Wintergerste, Sommergerste oder Hafer werden in geringerem Maße mit Stickstoff gedüngt als Weizen und Raps (siehe Tabelle 2). Die Wintergerste, die im Prinzip eine günstige Frucht für den Wasserschutz darstellt (früher Anbau und frühe Ernte sowie geringeres Stickstoffdüngenniveau), ist in den letzten Jahren bedingt durch neue Krankheiten wie nichtparasitäre Blattflecken, *Ramularia* und Viruserkrankungen problematisch geworden. Triticale ersetzt in den letzten Jahren einen großen Teil der Stärkekartoffeln und ist aus Grundwassersicht deutlich positiver zu bewerten. Hafer und vor allem Sommergerste haben mit das geringste Stickstoffdüngenniveau. Vor dem Anbau dieser Sommerungen, die zusammen fast 20 % der Ackerfläche ausmachen, werden Zwischenfrüchte angebaut. Wenn außerdem die Gesamtstickstoffmenge in 2 Gaben aufgeteilt wird, sind diese Früchte mit einem sehr geringen Nitratauswaschungsrisiko versehen.

Das Dauergrünland wird im Maßnahmenggebiet fast nur schnittgenutzt. Wichtig ist hier, dass auf den flachgründigen Böden ab Anfang Oktober bis Mitte Februar kein organischer

Stickstoffdünger ausgebracht wird. Dazu verpflichten sich die Vertragslandwirte. So liefert das Grünland, neben dem Erhalt einer gräserbetonten, lückenfreien Narbe auch auf diese Weise einen wichtigen Beitrag zur Senkung der Nitratbelastung.

Tab. 2: Vergleich der in den Wasserschutz- und -einzugsgebieten tatsächlich gedüngten Gesamtstickstoffmenge mit dem Stickstoffentzug; Quelle: Schlagkarteiauswertung von 1996 bis 2005

Kultur	Erzielter Durchschnittsertrag in dt/ha	Gedüngte Gesamtstickstoffmenge (org. und min.) in kg N/ha	Stickstoffentzug bezogen auf den Durchschnittsertrag in kg N/ha
Weizen	63	159	159
Wintergerste	63	140	138
Sommergerste	52	100	101
Silomais	436	121	165
Körnermais	106	161	160
Raps	36	169	120
Hafer	53	88	106
Triticale	67	130	153
Kartoffeln	391	143	158

7.6 Entwicklung der Nitratwerte im Grundwasser

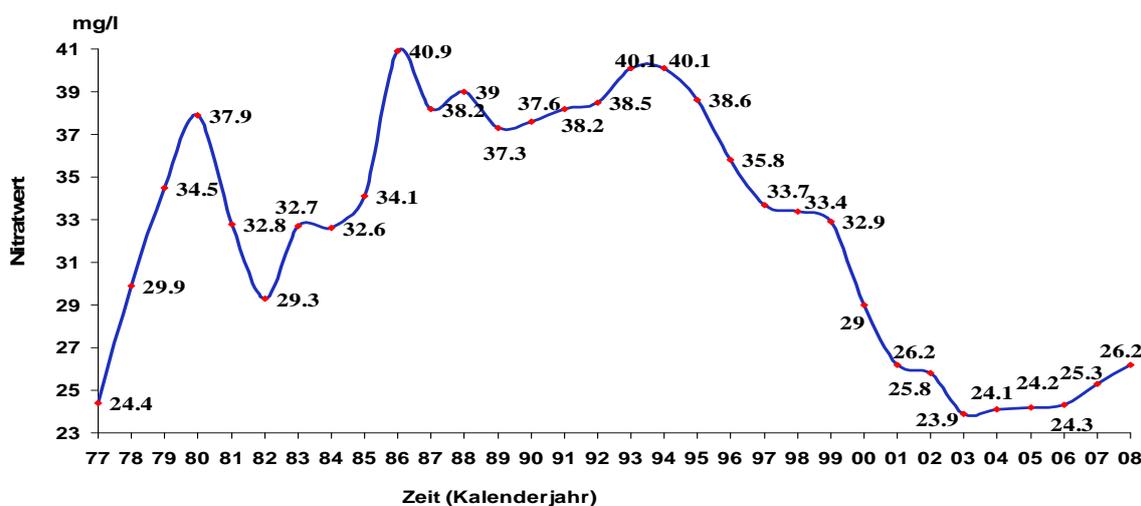


Abb. 7: Die Entwicklung der Nitratwerte im Trinkwasser der am Projekt beteiligten Wasserversorger im Landkreis Starnberg von 1977 bis 2008 (Jahresdurchschnittswerte und Mittel der Brunnenanlagen der 4 Wasserversorger)

Seit Projektbeginn 1995 bis zum Jahr 2003 sind die Nitratwerte kontinuierlich gefallen. Sie erreichten mit 23,9 mg/l ihren Tiefststand. Danach stagnierten sie 3 Jahre lang auf niedrigem Niveau, wenn man die unerhebliche Erhöhung um 0,2 bis 0,4 mg/l außer Acht lässt. 2007 war zum ersten Mal eine bemerkenswerte Steigerung zu spüren. Die Ursache hierfür lag in einem deutlichen Anstieg der Nitratwerte im Wasserschutzgebiet Andechs um 5 mg/l. In den anderen Wasserschutzgebieten gingen die Nitratwerte sogar noch leicht zurück. Insgesamt bewegen sich die Nitratwerte auch 14 Jahre seit Beginn des Projektes auf einem vergleichsweise sehr niedrigen Niveau.

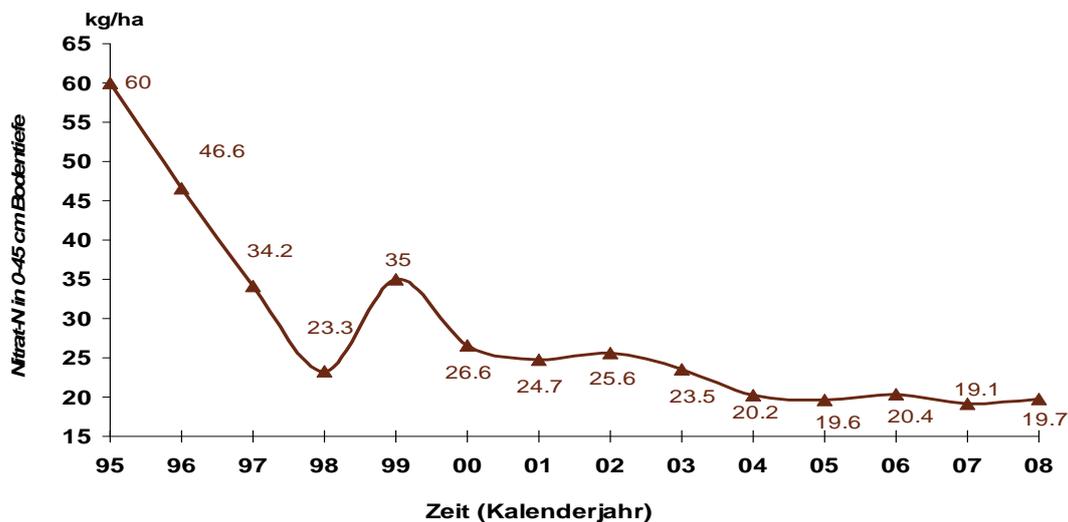


Abb. 8: Die Entwicklung der durchschnittlichen Bodenstickstoffwerte in den Wasser- schutz- und -einzugsgebieten der Gemeinden Gilching, Inning, Andechs und des Zweckverbandes Starnberg (gemessen Ende Oktober in kg N/ha)

Der starke Rückgang der Nitratwerte hängt wahrscheinlich mit dem noch größeren Rückgang der durchschnittlichen Bodenstickstoffwerte zusammen. Seit 1995 werden diese all-jährlich auf 80 bis 90 % der Schläge in den Wasserschutz- und -einzugsgebieten ermittelt. Sie haben sich von 60 kg N/ha im Jahr 1995 auf 20 kg N/ha im Jahr 2008 verringert (siehe auch Abbildung 8). Dies entspricht einem Rückgang von 66 %. Auffällig ist, dass sich die Bodenstickstoffwerte nach rasantem Rückgang in den neunziger Jahren und einem kleinen Zwischenhoch 1999 seit 2000 in langsamen Schritten von etwa 27 kg auf mittlerweile 20 kg N/ha zurückbewegten.

7.7 Diskussion

Die von den Vertragslandwirten angegebenen Durchschnittserträge stimmen mit denen des Bayerischen Landesamtes für Statistik und Datenverarbeitung, die für den Landkreis Starnberg ermittelt wurden, weitgehend überein (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR STATIS-TIK UND DATENVERARBEITUNG). Die Aufzeichnungen der Vertragslandwirte in den Schlagkarteien können mit Sicherheit nicht dem Anspruch auf wissenschaftliche Genauigkeit standhalten. Es bleibt dennoch festzuhalten, dass die Landwirte im Durchschnitt realistische Ertragsersparungen angestrebt und die Düngung daran ausgerichtet haben (siehe Tabelle 2). In diesem Zusammenhang ist auch wichtig anzumerken, dass die Schlagkarteien nur für Beratungszwecke und nicht als Kontrollinstrument benutzt werden. Dies hat die

meisten Landwirte sehr wahrscheinlich dazu motiviert, ihre Aufzeichnungen wahrheitsgemäß abzuliefern. Wie in den Kapiteln 7.5.1 bis 7.5.3 ausgeführt, konnten die „problematischeren“ Früchte Mais, Weizen und Raps durch die Vorgaben der freiwilligen Vereinbarungen grundwasserfreundlicher angebaut werden.

Der im Herbst gemessene Bodenstickstoffwert stellt zunächst jedoch nur eine Momentaufnahme vor der Winterauswaschungsperiode dar. Je niedriger dieser Wert ist, desto geringer ist auch die Gefahr der Nitratauswaschung ins Grundwasser. Weitere Maßnahmen zur Verhinderung des Nitrataustrages sind der späte Umbruch der Zwischenfrüchte und das Verbot der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern in dieser Zeit. Die Einhaltung dieser Maßnahmen lässt in Verbindung mit niedrigen Bodenstickstoffwerten im Herbst eine günstige Nitratentwicklung im Grundwasser erwarten.

Jedoch gibt es auch Ereignisse, die sich kaum im durchschnittlichen Bodenstickstoffwert widerspiegeln, aber dennoch eine große Nitratfreisetzung zur Folge haben, wie zum Beispiel der brunnennahe Umbruch von Dauergrünland und ähnlichen Nutzungen oder Windbruch. Dies zu vermeiden, stellt, soweit möglich, eine wichtige Aufgabe des Wasserschutzgebietsberaters dar.

Leider gelang die Erhaltung von Flächen, die bisher stillgelegt oder als Klee gras genutzt wurden (10 % der Flächen im Maßnahmengebiet), aufgrund agrarpolitischer Entwicklungen und hoher Produktpreise nicht immer. Durch den Wegfall der obligatorischen Stilllegung und die zurückgehende Attraktivität der „Grünlandprämie“ (Maßnahme des Kulturlandschaftsprogrammes Teil A) war die Versuchung vor allem im letzten Jahr groß, grünlandartig genutzte Flächen in Acker umzuwandeln. Durch solche Entwicklungen können die Erfolge der Wasserschutzgebietsarbeit zum Teil wieder rückgängig gemacht werden.

7.8 Fazit

Als Resümee kann festgehalten werden, dass das Pilotprojekt grundwasserschonende Landwirtschaft im Landkreis Starnberg auch nach 14 Jahren sehr gut läuft. Die Nitratwerte sind wesentlich stärker und länger anhaltend zurückgegangen als alle Projektbeteiligten dies erwartet hatten. Die gewählte Projektkonzeption hat zum Ziel geführt und gezeigt, dass durch entsprechende produktionstechnische Maßnahmen Ressourcenschutz möglich ist.

Die Hauptzielgruppe der Wasserschutzgebietsberatung, die Landwirte, hat diese Form der Zusammenarbeit mit einer hohen Beteiligung honoriert. Nicht zuletzt der Nichtausweisung der Wasserschutzzone III-B ist es zu verdanken, dass auch eine Zusammenarbeit mit den Landwirten erreicht werden konnte, die sich nicht vertraglich gebunden haben.

7.9 Literaturverzeichnis

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK UND DATENVERARBEITUNG, Hektarerträge Bund Länder und Bezirke Bayerns (1958 bis 2006), Stand: Juni 2007.

SCHWEIGERT, P. UND ZIMMERMANN, P., Nmin-Gehalt von Ackerböden als Agrar-Umweltindikator für Gewässerbelastungen durch Nitrat, in: Berichte über Landwirtschaft, Bd. 81; 2003.

WASSERSCHUTZGEBIETSBERATUNG IM LANDKREIS STARNBERG, Zwischenfruchttrundbriefe 2003 bis 2007 unter www.alf-wm.bayern.de/pflanzenbau/27021/index.php.

8 Pilotprojekt Unterer Main zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie

Heiko Lukas

Amt für Landwirtschaft und Forsten Würzburg

8.1 Zusammenfassung

Der Grundwasserkörper Unterer Main IVA1 ist in der Bestandsaufnahme nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) aufgrund hoher Nitratgehalte im Grundwasser mit der Einstufung „Zielerreichung unwahrscheinlich“ versehen worden. Der Nitratgehalt im Grundwasser ist deutlich erhöht und übersteigt an einigen Stellen den Grenzwert von 50 mg/l.

Der Grundwasserkörper erstreckt sich in den Landkreisen Main-Spessart, Würzburg, Schweinfurt und Bad Kissingen auf einer Gesamtfläche von ca. 2.000 km² bzw. 200.000 ha.

Ein wesentlicher Nitratintrag findet durch die Auswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen statt. Es kann unterstellt werden, dass die Landbewirtschaftung im Projektgebiet im gesetzlich definierten Rahmen der guten fachlichen Praxis erfolgt. Die hohen Nitratkonzentrationen im Grundwasser sind das Ergebnis von sehr geringer Grundwasserneubildung aufgrund von geringen Niederschlägen und von einer Auswaschung ohne weiteren Nitratabbau im Karst-Kluft-Grundwasserleiter.

Die Landwirtschaftsverwaltung hat die Aufgabe, umsetzbare Maßnahmen zur Änderung der Landbewirtschaftung vorzuschlagen, die bewirken, dass die Grundwasserbeschaffenheit bezüglich der Belastung mit Nitrat verbessert wird.

In einem Pilotvorhaben wurde vorab geklärt, welche Daten zur Analyse der zu beplanenden Region bereits vorliegen, bzw. beschaffbar sind und wie die Datenaufbereitung für eine Umsetzungsplanung erfolgen kann. Anhand der Datenauswertung (Bildung von N-Bilanzen) und des eigenen Expertenwissens wurde ein Paket von landwirtschaftlichen Extensivierungsmaßnahmen ausgewählt und bezüglich erforderlichem Einsatzumfang, möglichem Erfolg und Kosten beurteilt.

Ein Abgleich mit bereits erfolgreichen Sanierungskonzepten im Planungsgebiet zeigt, dass eine teilweise Extensivierung auf freiwilliger Basis mit begleitender Beratung das beste Kosten-Nutzen-Verhältnis aufweist.

8.2 Der IST-Zustand des Grundwasserkörpers „Unterer Main IVA1“

8.2.1 Naturräumliche Gegebenheiten

8.2.1.1 Hydrogeologie und Grundwasserleiter

Der Grundwasserkörper Unterer Main IVA1 umfasst überwiegend den Bereich des Mainfränkischen Muschelkalks. Hier werden Karst- und Kluftgrundwasserleiter angetroffen; die Überdeckung des Grundwassers bietet unterschiedliche Schutzfunktionen und beeinflusst auch die Grundwasserneubildung.

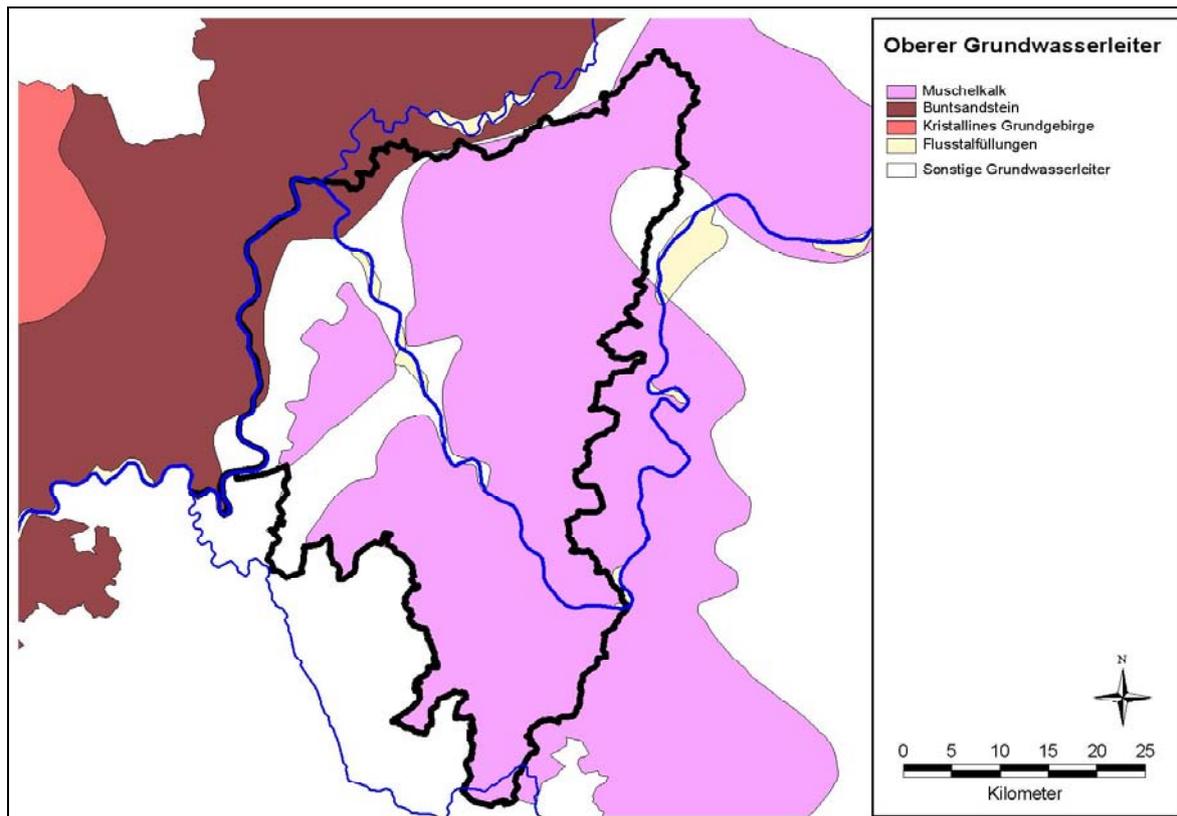


Abb. 1: Oberer Grundwasserleiter im Grundwasserkörper Unterer Main IVA1

8.2.1.2 Grundwasserneubildung

Die Grundwasserneubildung im Bereich des Grundwasserkörpers ist im Vergleich zum übrigen Bayern extrem niedrig. Sie liegt zwischen 0 und 200 mm pro Jahr. Dem entsprechend findet nur eine sehr geringe Verdünnung von Stoffeinträgen über die Bodenoberfläche statt.

8.2.1.3 Landnutzung und Viehhaltung im Grundwasserkörper „Unterer Main IVA1“

Wald	26,2 %
Siedlung	8,1 %
Feuchflächen und Gewässer	0,6 %

Acker	58,1 %
Grünland	5,2 %
Sonderkulturen	1,8 %

Der Anteil an landwirtschaftlich genutzter Fläche und dort v. a. der Ackerbau ist relativ hoch. Die landwirtschaftliche Viehhaltung in den betroffenen Landkreisen lag 2002 bei etwa 0,37 Großvieheinheiten pro Hektar und dürfte aktuell weiter gesunken sein. (Quelle: Bayerischer Agrarbericht 2004). Damit wird in der Region nur ca. 1/3 des bayerischen Durchschnitts an Nutzvieh gehalten.

8.2.2 Nitratbelastung des Grundwassers / Immissionssituation

8.2.2.1 Ergebnis der Bestandsaufnahme 2004 nach WRRL

Der Grundwasserkörper Unterer Main IVA1 wurde in der Bestandsaufnahme 2004 in die Klasse „Zielerreichung unwahrscheinlich“ eingestuft.

Diese Einstufung bezieht sich auf den chemischen Zustand des Grundwassers; die Belastung hinsichtlich Nitrat wurde als problematisch eingeschätzt.

Trotz der geringen Grundwasserneubildungsraten wurde der mengenmäßige Zustand des Grundwasserkörpers als unproblematisch angesehen.

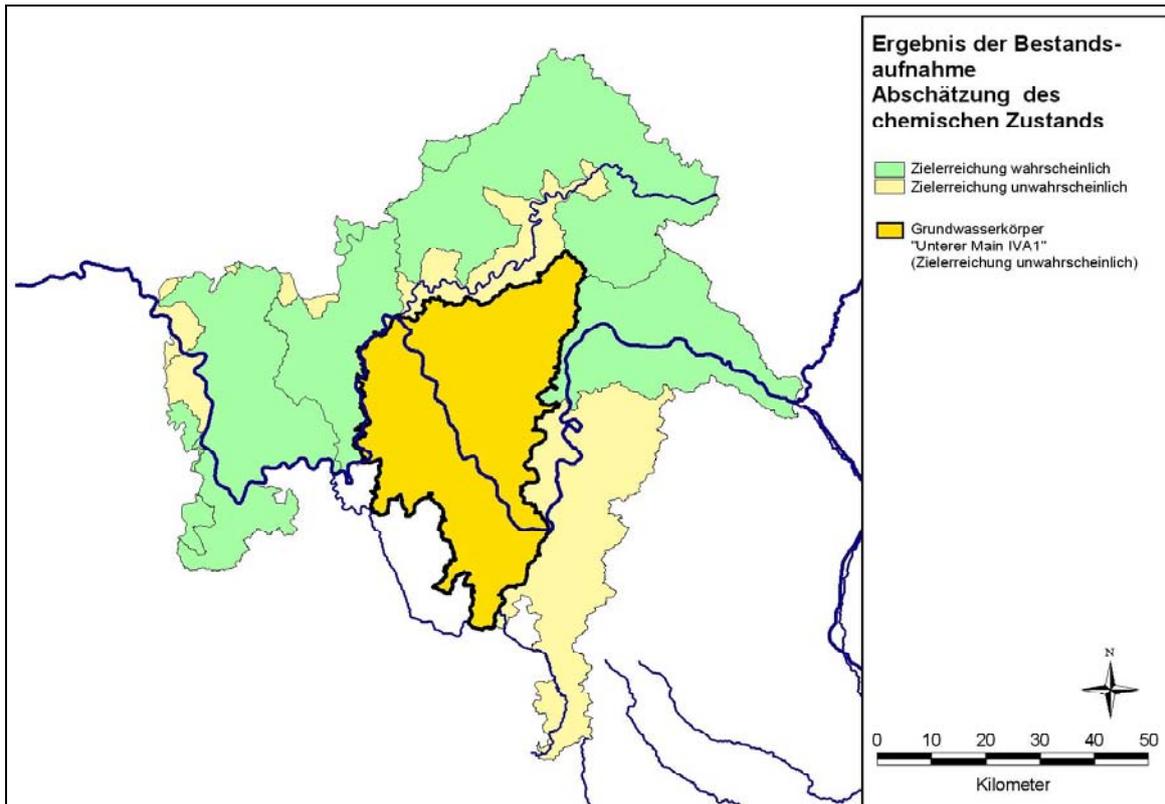


Abb. 2: Ergebnis der Bestandsaufnahme nach WRRL für den Planungsraum

8.2.2.2 Nitratmesswerte

Die Betrachtung aller im Grundwasserkörper verfügbarer Messwerte zeigt eine räumliche Differenzierung der Nitratbelastung, die mit der Verteilung der hydrogeologischen Einheiten korreliert.

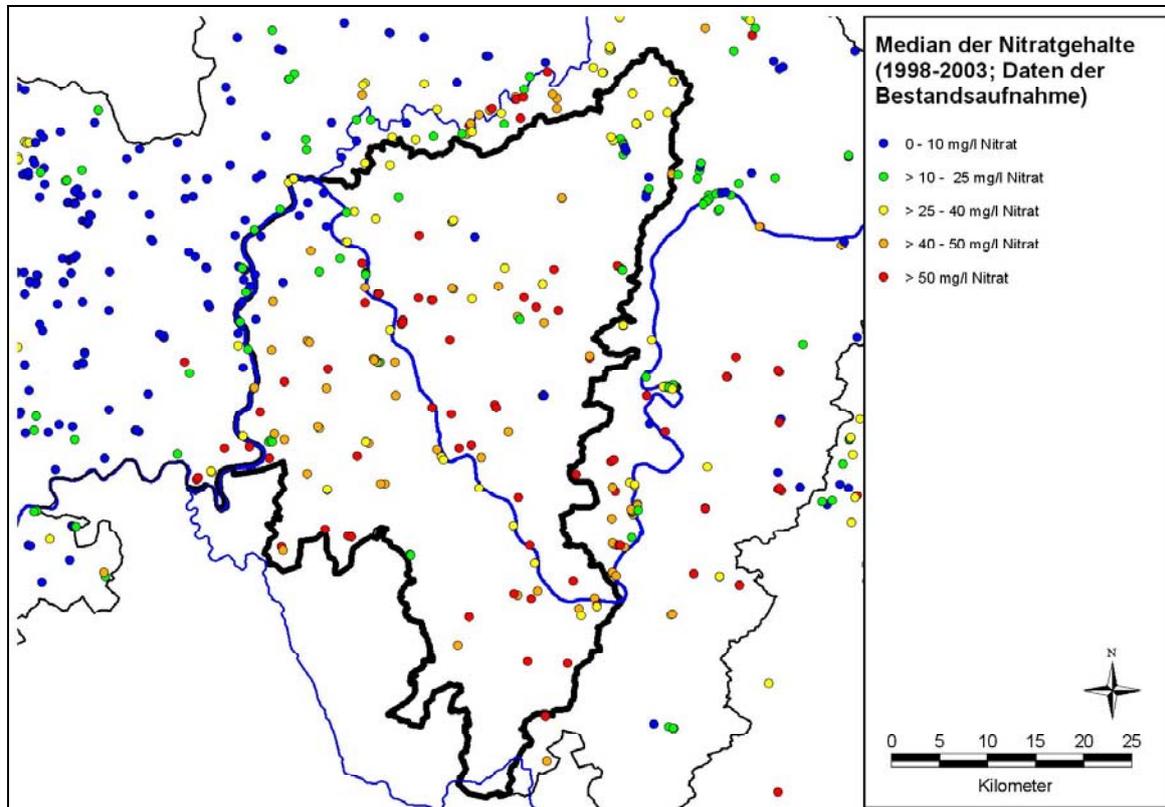


Abb. 3: Nitratgehalte an Grundwasseraufschlüssen im Bereich des Grundwasserkörpers

8.2.3 Haupteinträge von Nitrat ins Grundwasser

Die Deposition von NO_x aus der Atmosphäre auf Flächen mit geringem Stickstoff-Entzug (nicht landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzten Flächen), die intensive kleingärtnerische Bewirtschaftung von Siedlungsflächen, Verluste bei der Leitung von Siedlungsabwässern verursachen ebenfalls eine Belastung des Grundwassers mit Nitrat. Der Haupteintragspfad für das Nitrat ins Grundwasser bleibt aber die landwirtschaftliche Bodennutzung. Da weder Viehhaltung noch Biogasanlagen im untersuchten Gebiet besonders verbreitet sind, ist hier die Hauptursache der Ackerbau gemäß der guten fachlichen Praxis unter Einhaltung der Fachgesetze.

8.2.4 Abschätzung der Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft

8.2.4.1 Ermittlung der Anbausituation

Ein erster Überblick über die tatsächlichen Fruchtfolgen im Projektgebiet lässt sich mit den vorliegenden landkreisweise zusammengefassten InVeKos-Daten gewinnen. Dazu werden Mittelwerte der letzten 3 bis 5 Jahre jedes betroffenen Landkreises entsprechend der Flächenanteile am Grundwasserkörper aggregiert.

Das Ergebnis dieser ersten aggregierten Feststellung der Anbauverteilung:
 Über 1/3 Früchte mit hohem N-Bilanzüberschuss in der Fruchtfolge (rot bzw. orange),
 ca. 1/3 Früchte ohne bzw. mit geringem N-Bilanzüberschuss (grüne Farben)
 ca. 1/4 Sommerungen im Anbau (Braugetreide, Zuckerrüben, Mais). Dort werden bisher nur vor Zuckerrüben vereinzelt Zwischenfrüchte angebaut.

Um die Datengrundlage zur Abschätzung des Anbaus zu verbessern und um gleichzeitig den Aufwand für eine einzelflächenbezogene Umsetzung von Extensivierungsmaßnahmen zu ermitteln, wurden die Daten von den im Projektgebiet zu Förderzwecken gemeldeten landwirtschaftlich genutzten Flächen aus dem BALIS-Datenbestand nach deren Nutzungen unter Beachtung datenschutzrechtlicher Vorgaben anonymisiert zusammengefasst. Wegen der Umstellung der BALIS-Datenverwaltung von Flurstücksnummern auf jährlich wechselnde Feldstücke war eine zeitaufwändige manuelle Nacharbeit aller Daten erforderlich. Andernfalls wären Flächenabweichungen von 5 bis über 10 % pro Gemarkung unvermeidlich gewesen. Diese intensive Vorarbeit erleichtert allerdings später eine flurstücksscharfe vektorisierte Darstellung in Karten und auch die Zuordnung der Bodengüte nach der Ertragsmesszahl, die sich aus den Bodenzahlen der Reichsbodenschätzung ableitet und die der Vermessungsverwaltung für alle Flurstücke vorliegt.

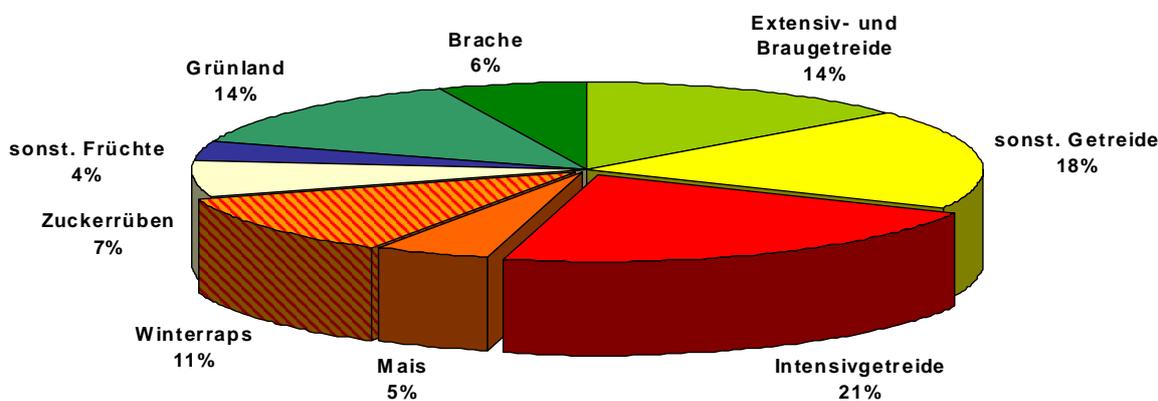


Abb. 4: Berechnete Fruchtfolge im Projektgebiet für 2006

8.2.4.2 Fortschreibung der Anbauverhältnisse für das Zieljahr 2015 (Baseline-Szenario)

Im Erntejahr 2006 wurde das Anbauverhältnis von den damals aktuellen Vorgaben der Agrarmärkte und den Gewinnerwartungen der Landwirte bestimmt. In den nächsten Jahren dürften sich manche Relationen leicht verschieben:

Stilllegungen auf Ackerflächen werden deutlich zurückgehen, weil die Preise für Marktfrüchte und manche nachwachsende Rohstoffe ansteigen. Im Pilotprojekt wurde bereits mit einer Verringerung bzw. dem Aussetzen der Mindest-Stilllegungspflicht gerechnet.

Der Anbau von Zuckerrüben wird leicht eingeschränkt, weil Zucker-Überschüsse durch Quotenkürzungen vermieden werden sollen. Die zusätzliche Erzeugung von Ethanol aus Rüben wird dies nicht vollständig kompensieren.

Silomais wird sich gegenüber 2006 etwas ausdehnen, weil einige Biogasanlagen neu errichtet worden sind bzw. errichtet werden. Der Biogas-Boom dürfte aber mit der Erholung der Getreidepreise beendet sein.

Das Verhältnis von Intensiv- zu Extensivgetreide wird sich vermutlich wenig ändern. Eventuell wird aufgrund weiter sinkender Viehhaltung der Anbau von Futtergetreide zu-

gunsten von Qualitätsweizen weiter eingeschränkt. Beim Anbau von Braugetreide könnte verstärkt Winterbraugerste zugunsten von Sommergerste zum Zuge kommen, wenn neue Sorten auf den Markt kommen. Das Verhältnis Getreide zu Raps könnte sich wegen der Preisentwicklung und den Problemen beim Absatz von Rapsöl für nachwachsende Rohstoffe leicht zugunsten von Getreide verschieben. Aktuelle politische Entscheidungen geben diesem Szenario recht.

Die Bewirtschaftung nach Kriterien des ökologischen Landbaus wird leicht zunehmen (im Erstellungsjahr im Zielgebiet 2,4 % der LF), was sich v. a. auf N-Flächenbilanzen auswirkt.

Unter Berücksichtigung der angeführten Trends ergibt sich folgende leicht geänderte Ackernutzung im Projektgebiet:

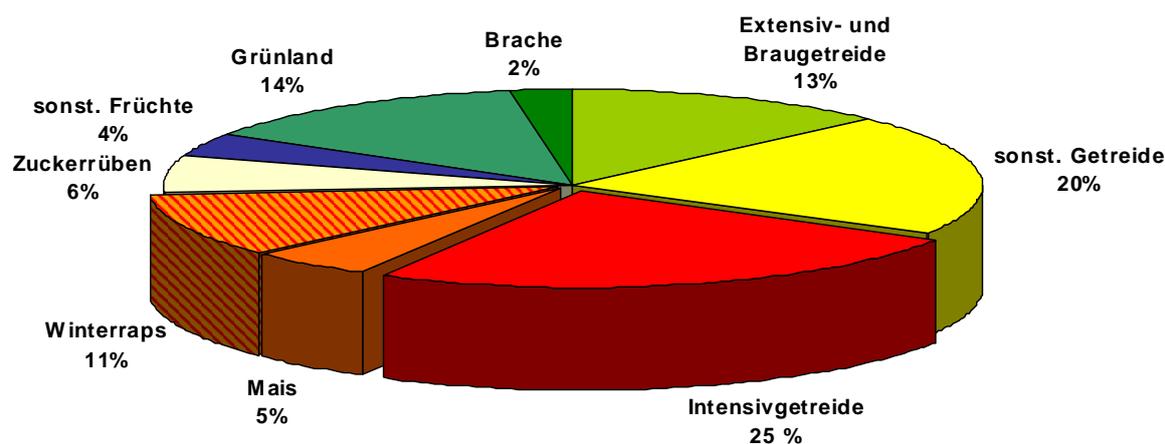


Abb. 5: Korrigierte Fruchtfolge im Projektgebiet 2015

8.2.4.3 Erstellung einer N-Bilanz

Festlegung durchschnittlicher N-Düngung und Ernteerträge für alle Ackerfrüchte je nach Ertragsklasse (Bodenbonität)

Abgeleitet von der besonderen Erntemittlung wurden für alle angebauten Feldfrüchte Durchschnittserträge und –qualitäten festgelegt, wie sie in einem Jahr ohne witterungsbedingte Probleme erreicht werden können.

Für den Grundwasserkörper „Unterer Main IVA1“ gilt dabei: Zuckerrüben und Mais werden überwiegend auf guten Böden angebaut, Raps auf durchschnittlichen bis schwächeren Standorten. Auch der Weizen steht im Durchschnitt auf besseren Böden. Vor allem die Stilllegung besetzt die schwächeren Bodenbonitäten. Das extensive und das sonstige Getreide werden auf eher unter-durchschnittlichen Bodenqualitäten angebaut. Dies ist bei der Annahme von Düngebedarf und Durchschnittserträgen, bezogen auf Bodenbonitätsklassen, für die Erstellung von Stickstoffbilanzen zu beachten.

Die durchschnittliche Stickstoffdüngung für jede Frucht wurde für jeden Standort nach den langjährigen Erfahrungswerten der staatlichen Landwirtschaftsberater festgelegt. Die von der Praxis produktionstechnisch anerkannten Pflanzenbauberater können recht gut abschätzen, welche Nährstoffmengen in ihrem Dienstgebiet tatsächlich ausgebracht werden.

Der durchschnittliche N-Entzug jeder Fruchtart ist für jeden Eiweißgehalt bekannt. Eine Abstufung der Durchschnittserträge in Ertragsklassen je nach Bodenbonitäten (Bodenpunkte nach der Reichsbodenschätzung) verbessert die Aussage erheblich. Bei der Festle-

gung der Erträge werden auch die Erfahrungen aus der Besonderen Ernteterminierung berücksichtigt.

Im erarbeiteten Szenario wurden 3 Ertragsklassen unterschieden: bis 40 Bodenpunkte, 40 bis 60 und über 60 Bodenpunkte.

Mit diesen Daten konnten Brutto-N-Bilanzen über die gesamte Region und über Teilgebiete erstellt werden.

Dabei zeigte sich, dass die aggregierten N-Flächenbilanzen auf der landwirtschaftlich genutzten Fläche bei sehr ertragreichen Gau-Gemarkungen aufgrund der hohen N-Ausnutzung und auf sehr ertragsschwachen Gemarkungen wegen des hohen Brache-, Grünland- und Waldanteils niedriger waren als in den Gebieten mit mittleren Bonitäten und hohem Ackeranteil. Eine Berechnung der Sickerwasserkonzentrationen wird auf Lössböden trotz relativ geringer N-Bilanzüberschüsse allerdings immer zu sehr hohen Nitratgehalten im Sickerwasser führen, weil dort sehr wenig Grundwasser neu gebildet wird. Dies spiegelt sich auch in der Verteilung der Trinkwassergewinnungsanlagen in Unterfranken wider: es gibt kaum Anlagen mit einem Wassereinzugsgebiet unter mächtiger Lössauflage.

8.3 Parameter zum Vergleich von landwirtschaftlichem Anbau bezüglich der Nitrat-Auswaschungsgefährdung

Die Wirkung von produktionstechnischen Maßnahmen auf die Verminderung der Nitrat-Auswaschung im Projektgebiet lässt sich nicht direkt messen. Deshalb wird i.d.R. auf Hilfsgrößen wie die Bestimmung der Herbst- N_{\min} -Gehalte im Boden oder der Stickstoffbilanz (Differenz zwischen N-Input und N-Export) zurückgegriffen. Damit lassen sich einzelne Fruchtfolgeglieder und einzelne Anbauverfahren bezüglich ihrer Wirksamkeit relativ zueinander vergleichen. Erfahrungen im an das Projektgebiet angrenzenden Mai-Tauberkreis zeigen eine recht gute Übereinstimmung in der Bewertung einzelner Fruchtfolgeglieder.

8.4 Umsetzung grundlegender Maßnahmen - Vergleich des vorgefundenen Düngemanagements mit der guten fachlichen Praxis nach der Düngeverordnung

Die Auflagen der bundesweiten Düngeverordnung schränken unterfränkische Betriebe in ihrer bisherigen Bewirtschaftung kaum ein. Die betrieblichen Obergrenzen beim Anfall tierischer Wirtschaftsdünger werden von keinem Betrieb auch nur annähernd erreicht. In manchen Jahren haben vor allem auslaufende kleinere Betriebe mit Viehhaltung Probleme, die Sperrfrist bei der Ausbringung von Gülle oder Jauche im Winter einzuhalten. Eine erlaubte Ausbringung im Oktober ist aber aus Sicht des Grundwasserschutzes als mindestens ebenso bedenklich einzustufen. Die Begrenzung der Düngung nach der Hauptfruchternte (§ 4 Abs. 5) ist kaum kontrollierbar und eine Überschreitung würde nicht als Ordnungswidrigkeit gewertet.

In der Düngeverordnung wird vorgeschrieben, dass im Betrieb Daten als Grundlage für eine wirtschaftlich optimierte Anwendung von Düngern vorliegen müssen. Die ebenfalls vorgeschriebenen einzelbetrieblichen Auswertungen könnten vom Betrieb manipuliert werden und eignen sich deshalb nicht als Grundlage für Sanktionen.

Der im Projektgebiet / Grundwasserkörper Unterer Main IVA1 als IST-Zustand beschriebene Ackerbau nach marktwirtschaftlichen Erfordernissen entspricht der guten fachlichen Praxis, wie sie in den Fachgesetzen vorgeschrieben ist.

Damit sind alle grundlegenden Maßnahmen im Projektgebiet des als „gefährdet“ eingeschätzten Grundwasserkörpers Unterer Main IVA1 umgesetzt.

Zur Verbesserung der Grundwasserqualität müssen folglich *ergänzende Maßnahmen* umgesetzt werden

8.5 Auswahl und Beurteilung von möglichen ergänzenden Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen

Die ergänzenden Maßnahmen wurden aus dem gemeinsamen Maßnahmenkatalog des Landesamtes für Umwelt und der Landesanstalt für Landwirtschaft entnommen und auf die Umsetzbarkeit bzw. Wirksamkeit im Projektgebiet hin überprüft.

8.5.1 Uneingeschränkt empfohlene Maßnahmen

- Intensive Einzel- und Gruppenberatung über Möglichkeiten einer verbesserten N-Ausnutzung und über freiwillige Extensivierungsmaßnahmen.
- DSN-Bodenuntersuchungen für Ackerstandorte ab 60 cm Bodentiefe (etwa pro 10 bis 25 ha Ackerfläche in der Region eine Probe anstreben) und zeitnahe Überstellung aller Untersuchungsergebnisse auch an die Fachberatung vor Ort zur Erarbeitung einer aktuellen regionalen Düngeempfehlung.
- Gezielt begrünte Stilllegung von flachgründigen Ackerflächen zwischen Herbst und Winter mit dem Ziel der dauerhaften Stilllegung dieser Flächen.
- Förderung einer extensiven Fruchtfolge als mehrjährige Maßnahme auf auswaschungsgefährdeten Ackerflächen. Verzicht auf Problemfrüchte wie Aufmischweizen bzw. Einschränkung ihrer Anbauintensität (z. B. max. 1x Raps in 5 Jahren), Förderung von Extensivfrüchten wie Braugetreide und Sonnenblumen, Förderung des Zwischenfruchtanbaus vor jeder Sommerung. Auf Kontrollierbarkeit achten und Mitnahmeeffekte vermeiden. Vorsicht bei Flächenänderungen.
- Kontrolle und Bearbeitung von freiwilligen Vereinbarungen bis zur Auszahlungsreife.
- Möglichkeit der Beihilfe bei betrieblichen Extensivierungen bzw. bei Investitionsmaßnahmen zur Verbesserung der N-Ausnutzung anbieten (z. B. Maschinen zur CULTAN-Düngung, zur reduzierten Bodenbearbeitung, Gülle-Lageraum).
- Werbung für die Umstellung von Betrieben auf ökologische Wirtschaftsweise und Hilfen für eine verbesserte Erfassung und regionale Vermarktung von Produkten aus ökologischem Anbau.

8.5.2 Eingeschränkt empfohlene Maßnahmen

- Umwandlung von Acker in Dauergrünland und Ausgleich bei extensiver Grünlandnutzung. Sehr sinnvolle Maßnahme, die aber aufgrund der geringen und v. a. weiter zurückgehenden Viehhaltung kaum angenommen wird.
- Maßnahmen zur Förderung der Vermarktung von extensiv erzeugten landwirtschaftlichen Produkten aus der Region (z. B. Waren aus ökologischem Anbau sowie Braugetreide, Sonnenblumen-Öl, Fleisch von Weidejungrindern). Oft steht einem hohen fi-

nanziellen Aufwand wenig Umsatzmehrung gegenüber. Ein höherer Preis für landwirtschaftliche Urprodukte ist i.d.R. nicht durchsetzbar, weil erst Mehraufwendungen für Separation und Risikozuschläge bei der Weiterverarbeitung bezahlt werden müssen. Da das Marketing beim Regionalprogramm Grundwasserschutz der Regierung von Unterfranken als Möglichkeit zur langfristigen Einsparung von Ausgleichszahlungen eine erhebliche Rolle spielt, wird es hier dennoch aufgeführt.

- Verminderung der Herbst-Bodenbearbeitung: Vor Einführung Wirksamkeit überprüfen.
- Düngesysteme zur Steigerung der N-Effizienz (CULTAN, N-Tec, N-Sensor): Wirksamkeit überprüfen.
- Beschränkung der N-Düngerausbringung bei „Problemfrüchten“ wie Winterraps (z. B. Beschränkung auf 120 kg N/ha); Problem der Kontrollierbarkeit
- Förderung der verbesserten Verteilung von organischen Wirtschaftsdüngern bei Einzelbetrieben (überbetriebliche Gülleabgabe, höhere Lagerkapazitäten): im Einzelfall vorsehen.

8.5.3 Folgende Maßnahmen führten bereits in Wassereinzugsgebieten im unterfränkischen Muschelkalkgebiet zu messbaren Verminderungen im Nitratgehalt des geförderten Trinkwassers

- Gezielte intensive Düngeberatung zur Optimierung der Stickstoffdüngung
- Verzicht auf die Bewirtschaftung von sehr auswaschungsgefährdeten Ackerflächen und Umstellung dieser Flächen auf Dauerbrache
- Extensivierung der Fruchtfolge durch Verzicht auf bzw. Reduzierung von Früchten mit hoher Nitrat-Auswaschungsgefahr und durch den Anbau von Zwischenfrüchten vor Sommerungen

Erfahrung: Eine Halbierung der N-Bilanzüberschüsse durch die Extensivierung der Fruchtfolgen auf Teilflächen erscheint möglich. Die Änderungen im Anbau können durch eine Kombination mit Ausgleichszahlungen und Betriebsberatung umgesetzt werden. Unter Zugrundelegung von aktuellen Preiserwartungen können für jedes Gebiet die effektivsten Maßnahmen ausgewählt und angeboten werden. Bei der Umsetzung sollten schwächere Standorte bevorzugt werden. Dort wird pro Fläche mehr Grundwasser gebildet und bei vergleichbarer Fruchtfolge mehr Nitrat ausgewaschen.

8.5.4 Erste Kostenvorschätzung

Bei vollständiger Extensivierung des gesamten Ackerlandes würden für Ausgleichsmaßnahmen, intensive Betreuung und Kontrolle im Projektgebiet ca. 20.000.000 bis 25.000.000 € jährlich an Kosten anfallen. Das sind etwa 200 € pro ha Ackerland.

Zum Vergleich: Im Rahmen der SchALVO (Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung für Wasserschutzgebiete) wurden in Baden-Württemberg 165 € pro ha als Pauschalausgleich in Problem- und Sanierungsgebieten gezahlt. In dieser Summe sind Aufwendungen für Bodenproben, Beratung und Kontrolle nicht enthalten. Der Ökologische Landbau wurde in Bayern im KULAP bisher mit 190 €/ha und ab heuer mit 210 €/ha gefördert.

Wenn man die vorgeschlagenen Maßnahmen auf die schwächeren Standorte beschränken würde, so wäre bei Halbierung des Aufwandes deutlich mehr als die Hälfte der Wirkung auf die Verminderung des Nitrataustrages zu erwarten. Bei einer Halbierung des Aufwan-

des auf 10 bis 12 Mio. € pro Jahr müsste sich nach Erfahrungen aus anderen Sanierungsvorhaben auf Muschelkalk in Unterfranken eine Absenkung des Nitratgehaltes um 5 bis über 10 mg/l im Grundwasser realisieren lassen. Damit wäre das Ziel einer Absenkung unter den Grenzwert von 50 mg Nitrat/Liter in den weitaus meisten Teilen und das Ziel der Trendumkehr überall erreicht.

In viehstärkeren Ackerbauregionen Bayerns könnte mit der gleichen Menge an Ausgleichszahlungen und mit anderen Schwerpunkten und Maßnahmen eine erheblich höhere Menge an Stickstoff aus dem Grundwasser „herausberaten“ werden. Inwieweit derartige Überlegungen bei der Prüfung der Effizienz von Maßnahmen zu berücksichtigen sind, wäre zu hinterfragen.

Die deutliche Reduzierung der Stickstoffeinträge ins Grundwasser aus der Landwirtschaft ist in Unterfranken nur durch eine Extensivierung eines großen Teils der unterfränkischen Landbewirtschaftung zu realisieren. Eine derartig deutliche Änderung in der Landbewirtschaftung würde sich auch (negativ) auf den Landhandel auswirken und die bisher bedienten Märkte beeinflussen. Diese Auswirkungen sind in den vorliegenden Betrachtungen nicht quantifiziert.

Die Extensivierungsbemühungen zur Verringerung des Nitratreintrags ins Grundwasser könnten auch mit Maßnahmen des Umweltschutzes zur Förderung von bedrohten Tier- und Pflanzenarten kombiniert werden. Dies würde den Aufwand für die Umsetzung der Programme und die notwendigen Ausgleichszahlungen insgesamt erhöhen, die Summe der Aufwendungen für die Grundwassersanierung aber reduzieren.

In Unterfranken werden seit über 25 Jahren in verschiedenen Regionen durch die Landwirtschaftsberatung oder durch private Ingenieurbüros in Zusammenarbeit mit Wasserversorgern Maßnahmen zur Verringerung des Nitratgehaltes im Trinkwasser unternommen. Seit 8 Jahren läuft die AKTION GRUNDWASSERSCHUTZ der Regierung von Unterfranken. Ein Ansatz dieser Aktion ist, durch gezielte Marketingmaßnahmen über „faire“ Preise für grundwasserschonend erzeugte Produkte die Sanierungskosten für die grundwasserschonende Erzeugung wieder aufzufangen. Dieser Ansatz der vollständigen Refinanzierung durch Marketing wird von der Landwirtschaftsverwaltung kritisch gesehen. Derzeit werden neben Öffentlichkeitsarbeit als Maßnahmen zur Reduzierung des Nitratreintrags in Grundwasserkörper Anstrengungen zur Ausweitung des ökologischen Landbaus unternommen. Außerdem läuft im Werntal zwischen Stetten und Arnstein im Landkreis Main-Spessart in einem großen Wassereinzugsgebiet ein Teilprojekt, wo auf ca. 1.000 ha Extensivierungsmaßnahmen etabliert werden konnten.

9 Grundlegende und ergänzende Maßnahmen der Wasserrahmenrichtlinie

Dr. Matthias Wendland¹⁾, Ulrich Kaul²⁾ und Siegfried Forstner²⁾

¹⁾Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz – ²⁾Bayerisches Landesamt für Umwelt

9.1 Einleitung

Nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie sollen die Gewässer bis 2015 in einem guten Zustand sein. Dafür müssen bis 2009 für alle europäischen Flussgebiete abgestimmte Bewirtschaftungspläne erstellt werden. Diese Pläne beschreiben den Zustand der Gewässer und beinhalten als wesentlichen Bestandteil die Maßnahmen, die zur Erreichung und Erhaltung des guten ökologischen Zustandes der Gewässer notwendig sind. Bei den Maßnahmen werden zwei Kategorien unterschieden:

1. Grundlegende Maßnahmen sind zu erfüllende Mindestanforderungen, die auf bestehenden oder zu erwartenden Rechtsvorschriften basieren. Zusätzlich können Effekte berücksichtigt werden, die sich aufgrund wirtschaftlicher oder natürlicher Prozesse ergeben.
2. Ergänzende Maßnahmen sind zusätzlich für die Gewässer in die Maßnahmenprogramme aufzunehmen, für die die grundlegenden Maßnahmen nicht ausreichen, um das gewünschte Ziel zu erreichen.

Die Landwirtschaftsverwaltung ist beim Vollzug der Wasserrahmenrichtlinie soweit erforderlich für die Erstellung der Maßnahmenprogramme im Bereich gewässerschonende Landbewirtschaftung zur Reduzierung des Nährstoffeintrages aus diffusen Quellen verantwortlich. Die Landesanstalt für Landwirtschaft hat für die 10 bayerischen Planungsräume die Wirkung grundlegender Maßnahmen abgeschätzt (Baseline-Szenario). Zudem wurde für die Gebiete, in denen die Gewässer in größerem Ausmaß durch diffuse Nährstoffeinträge belastet sind, ergänzende Maßnahmen ausgewählt. Dies wurde auf der Ebene von Grundwasserkörpern bzw. Betrachtungsräumen federführend durch die Sachgebiete 2.1 A der Ämter für Landwirtschaft und Forsten durchgeführt.

9.2 Grundlegende Maßnahmen

9.2.1 Einfluss der grundlegenden Maßnahmen auf landwirtschaftliche Parameter

Die grundlegenden Maßnahmen sind in Artikel 11 (3) der Wasserrahmenrichtlinie beschrieben. Sie umfassen die zu erfüllenden Anforderungen bestehender oder zu erwartender Rechtsvorschriften. Als bedeutsame Regelungen für die Erreichung des guten Zustandes der Gewässer wurden die Düngeverordnung, die Vorgaben von Cross Compliance (CC) und die neue „Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen und über Fachbetriebe“ (VAwS) berücksichtigt und deren Einfluss auf die Qualität des Grundwassers und die der Oberflächengewässer auf Planungsebene abgeschätzt und berechnet.

Im Jahr 1996 wurde die erste Düngeverordnung mit Vorgaben zur guten fachlichen Praxis beim Düngen erlassen. 2006 wurde eine neue Düngeverordnung erlassen, die mit weitergehenden Änderungen vom März 2007 zusätzliche Auflagen beinhaltet. Bei der Beurteilung der Wirksamkeit der Düngeverordnung wurde davon ausgegangen, dass die Regeln der bis 2006 gültigen Fassung von den Landwirten weitgehend eingehalten wurden und zu dem in der Bestandsaufnahme 2004 und dem seit damals durchgeführten Monitoringprogramm festgestellten Gewässerzustand beigetragen haben. Für den Betrachtungszeitrahmen der WRRL bis 2015 wurden daher nur die Änderungen von 2006 und 2007 berücksichtigt. Dies waren insbesondere die vorgeschriebenen Abstände zu Oberflächengewässern und die Verlängerung der Sperrfrist für die Ausbringung von Düngemitteln mit wesentlichen Gehalten an verfügbarem Stickstoff. Bewertet wurden auch die Veränderungen bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft (niedrigere Obergrenzen bei Grünland, höhere anrechenbare Verluste) sowie die Einführung von Obergrenzen für die Nährstoffüberschüsse bei der Berechnung des Nährstoffvergleiches.

Gemäß der Verordnung (EG) Nr. 1782/2003 ist die Gewährung von Direktzahlungen an die Einhaltung von Vorschriften in den Bereichen Umwelt, Lebensmittel- und Futtermittelsicherheit sowie Tiergesundheit und Tierschutz (Cross Compliance) geknüpft. Die Einhaltung der Regelungen wird durch Vor-Ort-Kontrollen sichergestellt, Verstöße gegen die CC-Vorgaben führen zu einer Kürzung der Direktzahlungen. Eine für den Gewässerschutz relevante Vorschrift ist die Nitratrichtlinie, deren Inhalte zum Teil durch die Düngeverordnung umgesetzt werden. Die verstärkten Kontrollen führen zu einer verbesserten Einhaltung der Vorgaben (Lagerung organischer Dünger, sofortiges Einarbeiten auf unbestellten Ackerflächen) und wirken sich positiv auf die Zielerreichung bis 2015 aus.

Die Cross Compliance Regelungen enthalten auch Vorgaben zur Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand. Damit sind auch Erosionsschutzmaßnahmen verbunden. Die positiven Auswirkungen dieser Maßnahmen wurden in die Beurteilung aufgenommen. Zum Zeitpunkt der Bearbeitung des Baseline-Szenarios war nicht bekannt, ob, wann und in welchem Umfang eine Änderung der Direktzahlungs-Verpflichtungsverordnung hinsichtlich weiterer Erosionsschutzmaßnahmen in Kraft tritt. Die im Herbst 2008 getroffenen Entscheidungen sind daher noch nicht berücksichtigt.

Die „Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen und über Fachbetriebe“ (VAwS) schreibt vor, dass alle Betriebe ab 2009 über eine Lagerkapazität für Jauche und Gülle von 6 Monaten verfügen müssen. Der Anfall dieser Wirtschaftsdünger wird mit tierartspezifischen Werten berechnet, die in der Düngeverordnung vorgegeben sind. Diese Werte liegen unter den in der Praxis tatsächlich anfallenden Mengen. Bei der Einschätzung der Wirkung der Anlagenverordnung wurde daher davon ausgegangen, dass sich der Lagerraum im Durchschnitt aller tierhaltenden Betriebe um einen Monat verlängert. Da mit der Neufassung der Düngeverordnung auch die Sperrfrist um einen Monat verlängert wurde, sind die Vorteile der höheren Lagerkapazität bereits dort berücksichtigt. Neben den Auswirkungen der rechtlichen Regelungen sind Effekte durch den zunehmenden Energiepflanzenanbau und den Rückgang der Viehhaltung zu erwarten. Der Umfang der Veränderungen wurde anhand der Entwicklungen der letzten Jahre abgeschätzt. Mögliche Auswirkungen des Klimawandels fanden keine Beachtung, da keine Prognosezahlen bis zum Jahr 2015 vorliegen.

In Tabelle 1 sind die Auswirkungen der grundlegenden Maßnahmen auf den Phosphorabtrag von landwirtschaftlich genutzten Flächen in kg/ha für die Gesamtfläche des jeweiligen Planungsraumes ausgewiesen. Die Regelungen der Düngeverordnung, von CC und der Rückgang des GV-Besatzes reduzieren den Eintrag. Die Höhe des Rückganges ist ab-

hängig vom Anteil der erosionsgefährdeten Flächen, der Länge der Oberflächengewässer, dem Anteil LF an der Gesamtfläche und dem GV-Besatz in den jeweiligen Planungsräumen. Der zunehmende Energiepflanzenanbau, insbesondere die Erzeugung von Substraten für Biogasanlagen und die damit verbundene Ausbringung von flüssigen Gärresten erhöht das Risiko des P-Eintrages in Oberflächengewässer. Als Basis wurde die Anzahl der Biogasanlagen und ihre Verteilung im Jahr 2006 gewählt und eine Steigerung um ca. 5 % der elektrischen Leistung bis 2015 angenommen.

Die grundlegenden Maßnahmen führen abhängig von den Gegebenheiten im jeweiligen Planungsraum in der Summe zu einer Reduzierung des P-Eintrags zwischen 0,0158 und 0,0503 kg P pro ha Gesamtfläche. Bezogen auf die LF im Planungsraum entspricht das einer Abnahme von 4,86 bis 9,37 %.

Tab. 1: Auswirkungen der grundlegenden Maßnahmen auf den P-Eintrag der Oberflächengewässer, Veränderung der P in kg/ha und % des Gesamteintrags

Planungsraum	P-Fracht ges.	DÜV		CC		GV-Besatz		Energiepflanzenanbau		Summe Zu- und Abnahmen		Summe Zu- und Abnahmen je ha LF	
	kg/ha*	kg/ha*	%	kg/ha*	%	kg/ha*	%	kg/ha*	%	kg/ha*	%	kg/ha	%
Unterer Main (1)	0,78	-0,0088	-1,13	-0,0058	-0,74	-0,0151	-1,94	0,0096	1,23	-0,0201	-2,58	-0,05	-6,00
Oberer Main (2)	0,76	-0,0111	-1,46	-0,0029	-0,38	-0,0135	-1,77	0,0099	1,31	-0,0175	-2,30	-0,04	-5,47
Saale-Eger (3)	0,76	-0,0125	-1,64	-0,0015	-0,19	-0,0162	-2,13	0,0119	1,57	-0,0182	-2,39	-0,04	-5,31
Naab-Regen (4)	0,65	-0,0110	-1,69	-0,0038	-0,59	-0,0125	-1,92	0,0077	1,19	-0,0195	-3,01	-0,05	-7,71
Regnitz (5)	0,77	-0,0105	-1,37	-0,0039	-0,51	-0,0118	-1,53	0,0104	1,35	-0,0158	-2,06	-0,04	-5,15
Iller-Lech (6)	0,91	-0,0184	-2,02	-0,0055	-0,60	-0,0182	-2,00	0,0175	1,92	-0,0245	-2,70	-0,05	-5,19
Altmühl-Paar (7)	0,78	-0,0123	-1,57	-0,0090	-1,15	-0,0168	-2,16	0,0184	2,36	-0,0197	-2,53	-0,04	-4,86
Isar (8)	1,26	-0,0134	-1,06	-0,0101	-0,80	-0,0256	-2,03	0,0207	1,65	-0,0283	-2,25	-0,06	-5,00
Inn (9)	1,22	-0,0202	-1,65	-0,0231	-1,90	-0,0296	-2,43	0,0226	1,85	-0,0503	-4,12	-0,11	-9,37
Bodensee (0)	1,03	-0,0243	-2,35	-0,0024	-0,23	-0,0266	-2,58	0,0140	1,36	-0,0393	-3,81	-0,08	-7,62

* bezogen auf die Gesamtfläche eines Planungsraumes

Tabelle 2 zeigt die Auswirkungen der grundlegenden Maßnahmen auf grundwasserbeeinflussende Faktoren. Bezugsparameter für die Beurteilung ist der Stickstoffsaldo je ha LF. Die Vorgaben der Düngeverordnung und von Cross Compliance sowie die Abnahme des Viehbesatzes senken den Stickstoffsaldo, während der Energiepflanzenanbau zu einer Steigerung führt. Insgesamt verbessert sich der N-Saldo bezogen auf die LF um Werte zwischen 3,99 und 9,71 kg N/ha.

Tab. 2: Auswirkung der grundlegenden Maßnahmen auf die Qualität des Grundwassers, Veränderungen des N-Saldos in kg/ha LF

Planungsraum	DÜV	CC	GV-Besatz	Energiepflanzenanbau	Summe Zu- und Abnahmen
	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
Unterer Main (1)	-1,57	-2,04	-1,03	0,65	-3,99
Oberer Main (2)	-1,76	-3,24	-1,64	1,21	-5,43
Saale-Eger (3)	-1,91	-3,88	-1,96	1,45	-6,30
Naab-Regen (4)	-1,94	-4,20	-2,12	1,31	-6,95
Regnitz (5)	-1,87	-3,60	-1,82	1,60	-5,69
Iller-Lech (6)	-1,82	-5,00	-2,52	2,43	-6,92
Altmühl-Paar (7)	-1,88	-3,40	-1,72	1,87	-5,12
Isar (8)	-1,86	-3,56	-1,80	1,46	-5,76
Inn (9)	-2,43	-6,50	-3,28	2,51	-9,71
Bodensee (0)	-1,24	-4,64	-2,34	1,23	-6,99

9.2.2 Einfluss der grundlegenden Maßnahmen auf die Gewässerqualität

Bisher wurde dargelegt, wie sich die grundlegenden Maßnahmen auf den P-Eintrag und den Stickstoffsaldo von landwirtschaftlichen Nutzflächen auswirken. Daraus kann kein direkter Rückschluss auf die Verbesserung der Qualität des Grund- bzw. Oberflächengewässers gezogen werden. Die Daten wurden daher an das Landesamt für Umwelt übermittelt und dort in das Nährstoffeintragsmodell MONERIS-Bayern eingespeist. Damit lassen sich die Einträge über alle Pfade darstellen, die Auswirkungen auf die Zu- oder Abnahme von Nährstofffrachten im Gewässer modellhaft berechnen sowie der Effekt von Maßnahmen aufzeigen.

Abbildung 1 gibt differenziert auf die einzelnen Betrachtungsräume die Phosphorreduzierung in t/Jahr wieder. Grundlegende Maßnahmen können den Phosphoreintrag bis zu 4,5 t/Jahr und Betrachtungsraum und bis zu 9 % bezogen auf die LF reduzieren.

Aus Abbildung 2 geht hervor, dass sich der Nitratgehalt im Grundwasser durch die Maßnahmen bis zu 2,3 mg Nitrat/l verringern lässt.

Trotz der damit zu erreichenden Verbesserungen werden die grundlegenden Maßnahmen an vielen belasteten Gewässern nicht ausreichen, um den guten Zustand zu erreichen. Eine vorläufige Beurteilung kann erst erfolgen, wenn die Wirkungen der grundlegenden Maßnahmen aller diffusen und punktuellen Eintragspfade (z. B. Kläranlagen) mit Moneris abgeschätzt und die Wirkungen aggregiert worden sind.

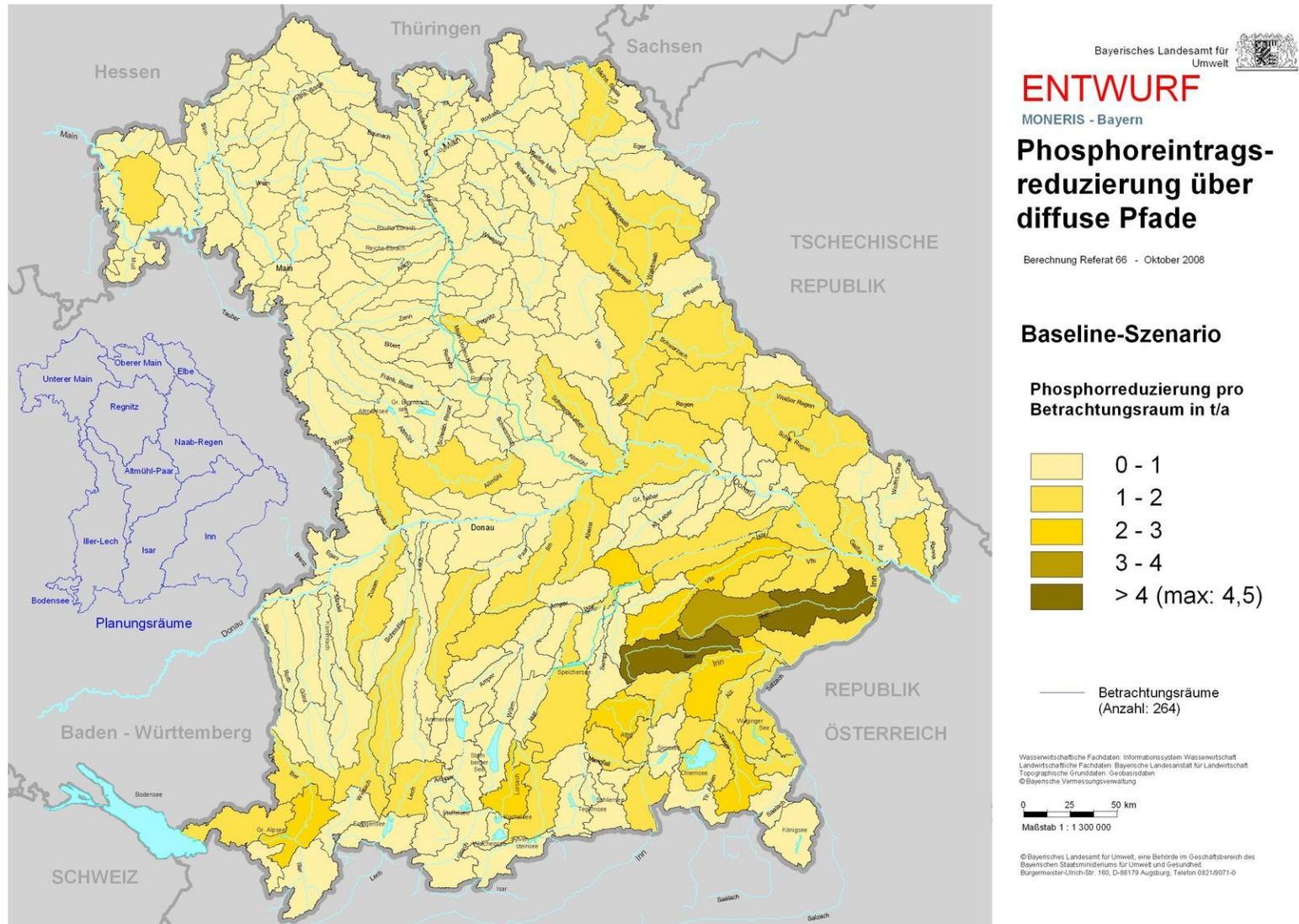


Abb. 1: Reduzierung des Phosphoreintrages durch grundlegende Maßnahmen

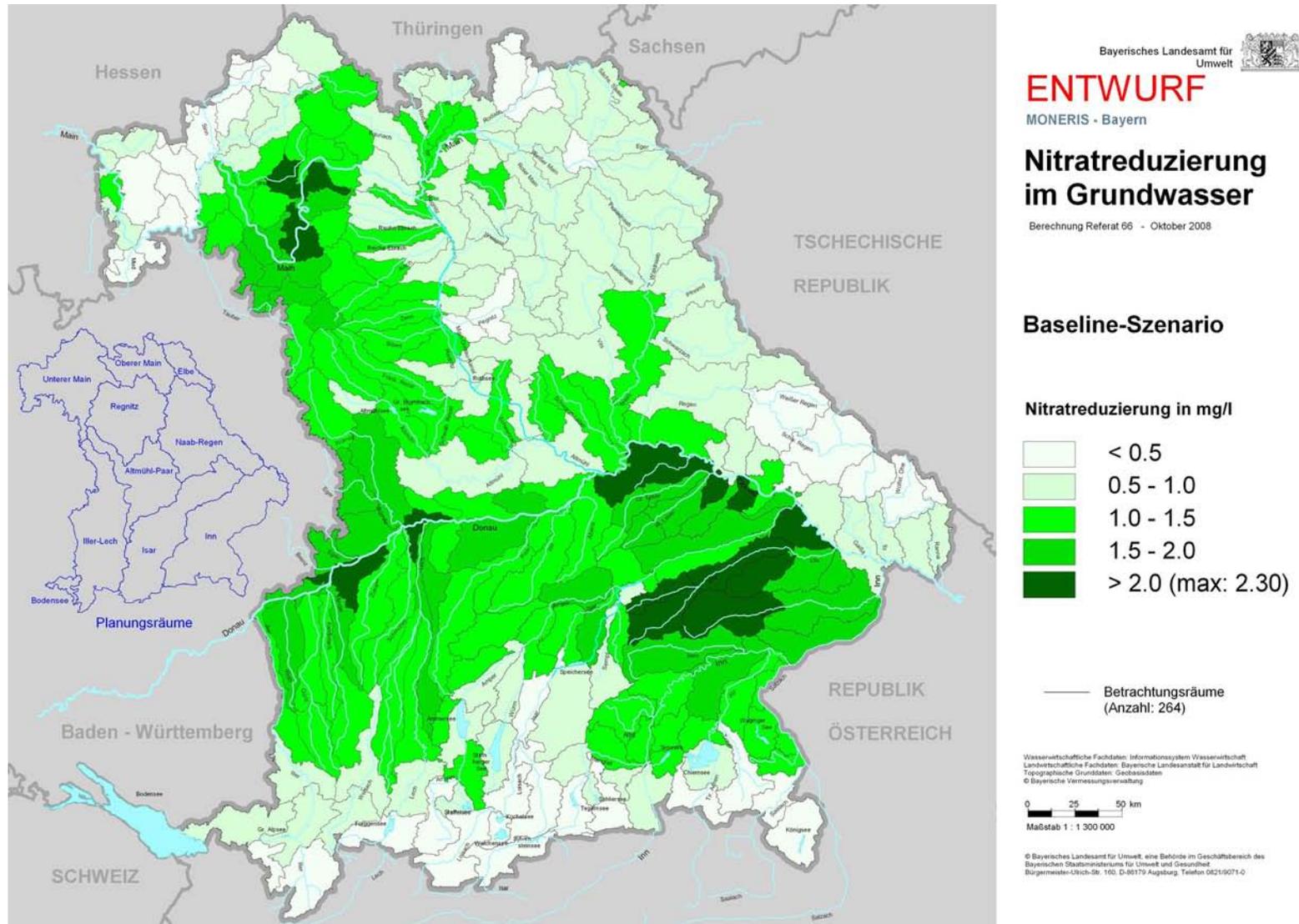


Abb. 2: Nitratreduzierung im Grundwasser durch grundlegende Maßnahmen

9.3 Ergänzende Maßnahmen

Die Wasserwirtschaftsverwaltung meldete im Frühsommer 2008 den Ämtern für Landwirtschaft und Forsten die Oberflächen- und Grundwasserkörper, bei denen die Erreichung des guten Zustandes bis 2015 nur mit grundlegenden Maßnahmen nicht zu erwarten ist und die nach den Ergebnissen des Nährstoffeintragsmodells Moneris-Bayern einen hohen diffusen Nährstoffeintrag aufweisen. Grundlage für diese Einteilung waren die Ergebnisse der Bestandsaufnahme im Jahr 2004, die Ergebnisse von MONERIS-Bayern und die bisher vorliegenden Monitoringergebnisse. Für diese Gebiete wählten die Sachgebiete 2.1 A in Zusammenarbeit mit den örtlich zuständigen Ämtern für Landwirtschaft und Forsten Ergänzende Maßnahmen aus. Grundlage dafür stellte der „Maßnahmenkatalog Gewässerschonende Landbewirtschaftung“ dar, der bereits 2005 von der LfL und dem LfU erarbeitet wurde (Tabelle 3). In diesem Katalog sind die fachlich sinnvollen Maßnahmen aufgelistet und in ihrer Wirkung bewertet, die aus Versuchen, der Literatur, Pilotvorhaben sowie aus Kooperationen im Gewässerschutz bekannt sind und effektiv und kostenoptimiert zum Gewässerschutz beitragen.

Tab. 3: Maßnahmenkatalog „Gewässerschonende Landwirtschaft“

Nr.	Maßnahmen	Beurteilung der potenziellen Verbesserung der Belastungssituation der Gewässer		Kontrollierbarkeit
		N (primäre Wirkung auf Grundwasser)	P und Bodeneinträge (primäre Wirkung auf Oberflächengewässer)	
Schutz des Grundwassers und der Oberflächengewässer vor Nährstoff- und Bodeneinträgen				
1	Bewirtschaftungsmaßnahmen			
1-1	Betriebsbewirtschaftung nach Kriterien des ökologischen Landbaus	++	++	+++
1-2	Umwandlung von Ackerland in Grünland (+++ bei P: sehr hohe Wirkung nur bei Hanglage)	+++	++(+)	+++
1-3	Stilllegung mit gezielter Begrünung	++	++	+++
1-4	Verzicht auf Grünlandumbruch (+++ bei P: sehr hohe Wirkung nur bei Hanglage)	+++	++(+)	+++
1-5	Umbruchlose Grünlanderneuerung	++	++	++
1-6	Wiesennachsaat auf lückigen Grünlandbeständen	++	++	+
1-7	Umbruch von Feldfutter nur im Frühjahr	+	+	++
1-8	Zwischenfruchtanbau (ohne Leguminosen), Einarbeitung im Frühjahr (Winterbegrünung) (+++ bei N: nur bei winterharten Zwischenfrüchten; +++ bei P: sehr hohe Wirkung nur bei Hanglage)	++(+)	++(+)	++
1-9	Mulchsaat bei Reihenkulturen (z.B. Mais, Rüben, Kartoffeln, Sonderkulturen) (+++ bei P: sehr hohe Wirkung nur in erosionsgef. Lagen und Überschwemmungsgebieten)	++	++(+)	+++
1-10	Direktsaat (+++ bei P: sehr hohe Wirkung nur in erosionsgef. Lagen und Überschwemmungsgebieten) 2)	+	++(+)	+++
1-11	Ausgeglichene Nährstoffbilanz	++	++	0
1-12	Gewässerschonende Fruchtfolge (z. B. Verzicht auf Raps, Kartoffeln, Sonderkulturen)	++	0	+++
1-13	Untersaat in Mais vor Mais	+	++	++
1-14	Zwischenfruchtanbau (ohne Leguminosen), Einarbeitung im Herbst	+	+	++
1-15	Zwischenfruchtanbau (mit Leguminosen), Einarbeitung im Herbst	0	+	++
1-16	Stilllegung der Ackerflächen mit einer Bodenzahl < 20	+	+	+++
1-17	Stilllegung mit Selbstbegrünung	+	+	+++
1-18	Verzicht auf Wachstumsregulatoren	+	0	0
1-19	Hanglängen verkürzen (Ranken, Gräben, Dämme, Furchen)	0	+++	+++
1-20	Mind. 15 m breiter Grünstreifen im Hangbereich als Erosionsschutz	0	+	+++
1-21	Gewässerrandstreifen	0	+	+++
1-22	Anlage von begrünten Abflusswegen in Geländemulden	0	+++	+++
1-23	Ausreichender Abstand von Gewässern bei Weidehaltung	++	++	+++
1-24	Bewirtschaftung quer zum Hang	0	+	+++
1-25	Onland pflügen	0	+	++
1-26	Wechsel von Sommerung und Winterung quer zur Hanglänge	0	++	++
1-27	Zertifizierungssysteme (z.B. Emas, Repr, Kul)	++	++	+++

Tab. 3: Maßnahmenkatalog „Gewässerschonende Landwirtschaft“ (Fortsetzung)

2 Düngung				
2-1	Bedarfsermittlung für N im Frühjahr aufgrund von Bodenuntersuchungen	++	0	+++
2-2	Verzicht auf organische und mineralische Düngung	++	++	++
2-3	Verzicht auf mineralische Düngung	++	+	++
2-4	Kein mineralischer N-Dünger auf Wiesen	+	0	+
2-5	Gülleabgabe	++	++	0
2-6	Begrenzung der Gülleaufbringung	++	++	0
2-7	Nitrifikationshemmer in Gülle zu Früchten mit spätem Vegetationsbeginn (ohne Möglichkeit der Gülleausbringung in den wachsenden Bestand; z.B. Mais, Kartoffel, Rüben)	+	0	++
2-8	Einsatz langsamwirkender N-Dünger auf flachgründigen Böden	+	0	++
2-9	Bei Hackfrüchten (Mais, Kartoffeln) stabilisierte N-Dünger verwenden	+	0	++
2-10	Ausbringzeit von N-Dünger auf bestimmte Wuchsstadien beschränken	++	0	+
2-11	Ausbringung von flüssigen organischen Düngern auf AF nach Ernte der Hauptfrucht nur vor WRaps, WGerste und Zwischenfrüchten	++	0	++
2-12	Keine Wirtschafts- und andere P-Dünger bei erhöhten P-Gehalten im Boden („D“, „E“) ++ bei P: hohe Wirkung nur in erosionsgef. Lagen	0	+(+)	++
2-13	Reihendüngung	+	0	+
2-14	Keine P-haltigen Dünger auf moorige oder anmoorige Flächen	0	++	+
2-15	Unterfußdüngung	0	+	+
2-16	Ausreichender Abstand von Gewässern +++ bei P: sehr hohe Wirkung nur in erosionsgef. Lagen	+	++(+)	+
3 Fütterung				
3-1	N, P-reduzierte Fütterung bei Schweinen und Geflügel	+	+	++
3-2	Phasenfütterung bei Schweinen und Geflügel	+	+	++
4 Technik				
4-1	Ausreichend Güllelagerraum	++	++	+++
4-2	Rückbau von Entwässerungseinrichtungen/Dränleitungen	+	++	+++
4-3	Reduzierung des Bodendrucks (z.B. Reifendruckregelanlage, Breitreifen)	0	+	+++
4-4	Einsatz spezieller Ausbringtechnik für Gülle bei notwendiger Kopfdüngung oder zu Grünland (Schlitzgerät, Schleppschlauch)	0	++	+++
4-5	Teilflächenspezifische Bewirtschaftung	+	+	++
5 Beratung				
5-1	Einzelbetriebliche Beratung	+++	+++	+++
5-2	Maßnahmenbezogene Förderung (z.B. freiwillige Vereinbarungen, Kooperation)	++	++	+++

- 1) Mulchsaat: Bestellung nach nichtwendender Bodenbearbeitung in ein Saatbett mit Pflanzenresten, die erosionsmindernde Wirkung haben
- 2) Direktsaat: Bestellung mit spezieller Direktsaatmaschine ohne Saatbettbereitung in die Reste der Vorkultur bzw. in einen abgestorbenen Pflanzenbestand

Legende

Beurteilung der potenziellen Verbesserung der Belastungssituation
+++ = sehr groß
++ = groß
+ = gering
o = keine nennenswerte Wirkung

Kontrollierbarkeit
+++ = sehr gut
++ = gut
+ = gering
0 = Kontrollen sehr aufwändig

9.3.1 Oberflächengewässer

Bei der Auswahl durch die Ämter für Landwirtschaft wurden die erosionsgefährdeten Flächen im Betrachtungsraum, das maximal mögliche Reduktionspotential bei 100 %-iger Anwendung von Mulchsaat auf diesen Flächen sowie die derzeitigen Anbauverhältnisse einbezogen. Neben der Auswahl der Maßnahmen wurden auch die potenzielle Akzeptanz sowie die Umsetzung der Maßnahmen abgeschätzt. Positive Effekte mit der höchsten Kosten-Nutzeneffektivität werden von der Mulchsaat, der Anlage von Gewässerrandstreifen und dem Zwischenfruchtanbau erwartet (Tabelle 4). Eine unabdingbare, wichtige Voraussetzung für die Umsetzung der erosionsmindernden Maßnahmen ist eine intensive Beratung der Landwirte, bei der betriebsspezifische Möglichkeiten besprochen und umgesetzt werden. Die einzelbetriebliche Beratung ist besonders für die Verbesserung der Qualität von Oberflächengewässern wichtig, da es aus Kosten- und Effizienzgründen darauf ankommt, die Maßnahmen vorrangig auf den Flächen durchzuführen, von denen eine hohe Belastung ausgehen kann. Nur dann lässt sich der Phosphoreintrag wie in Abbildung 3 dargestellt um bis zu maximal 12,67 t je Betrachtungsraum verringern. Bei der Modellierung wurde davon ausgegangen, dass die ergänzenden Maßnahmen vorrangig auf den Flächen umgesetzt werden, die eine direkte Anbindung an Oberflächengewässer und damit das größte Gefährdungspotential haben. Würden die Maßnahmen auf alle erosionsgefährdeten Flächen verteilt, wäre die Eintragsreduzierung wesentlich geringer.

Tab. 4: Ergänzende Maßnahmen für Oberflächengewässer

Maßnahme	ha
Mulchsaat Reihenkulturen	155.857
Direktsaat	61.981
Zwischenfruchtanbau Umbruch Frühjahr	39.301
Ökologischer Landbau	23.382
Gewässerrandstreifen	13.729
Wiesennachsaat lückiger Bestände	5.480
Verzicht auf organische und mineralische Düngung	4.381
Einzelbetriebliche Beratung	1.610.581

9.3.2 Grundwasser

Ergänzende Maßnahmen zur Verminderung der Stickstoffeinträge in das Grundwasser sind ebenfalls im Katalog „Gewässerschonende Landwirtschaft“ enthalten und nach ihrer Wirksamkeit eingestuft. Um den regionsspezifischen Verhältnissen Rechnung zu tragen, bezogen die Ämter für Landwirtschaft und Forsten die derzeitigen Anbauverhältnisse, den Viehbesatz sowie die geologischen und klimatischen Verhältnisse in den Entscheidungsprozess ein. Die in Tabelle 5 aufgelisteten Maßnahmen wurden vorrangig ausgewählt. Als bedeutende Maßnahme, die für alle belasteten Grundwasserkörper an erster Stelle genannt wurde, gilt die gewässerschutzorientierte Beratung. Diese sollte auf die Erfahrungen aus den Kooperationen in Wasserschutzgebieten aufbauen, in denen Wasserversorger und Landwirte intensiv zusammenarbeiten. Bei der Auswahl der Maßnahmen

wurde von den Ämtern für Landwirtschaft und Forsten auch die Akzeptanz und die Umsetzung der Maßnahmen berücksichtigt und die voraussichtliche Reduzierung des Nitratgehalts im Grundwasser abgeschätzt. Die Ergebnisse wurden vom LfU auf Betrachtungsebene zusammengefasst und sind aus Abbildung 4 ersichtlich. Bei optimaler Umsetzung der vorgeschlagenen Maßnahmen kann der Nitratgehalt bis maximal 10 mg/l reduziert werden. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die Verbesserungen in Abhängigkeit von der Geologie des Standortes erst nach einem längeren Zeitraum messbar sein können.

Tab. 5: Ergänzende Maßnahmen für Grundwasser

Maßnahme	ha
Zwischenfruchtanbau Umbruch Frühjahr	93.627
Direktsaat	62.611
Gewässerschonende Fruchtfolge	59.479
Flüssige org. Dünger im Herbst nur zu Raps, Gerste, ZWF	38.185
Mulchsaat Reihenkulturen	34.616
Ökologischer Landbau	23.382
Stillegung	13.908
Kein mineralischer N auf Wiesen	13.196
Stabilisierte N-Dünger Hackfrüchte	13.193
N-Bedarfsermittlung im Frühjahr	11.615
Zwischenfruchtanbau Einarbeitung Herbst	11.491
Einzelbetriebliche Beratung	808.926

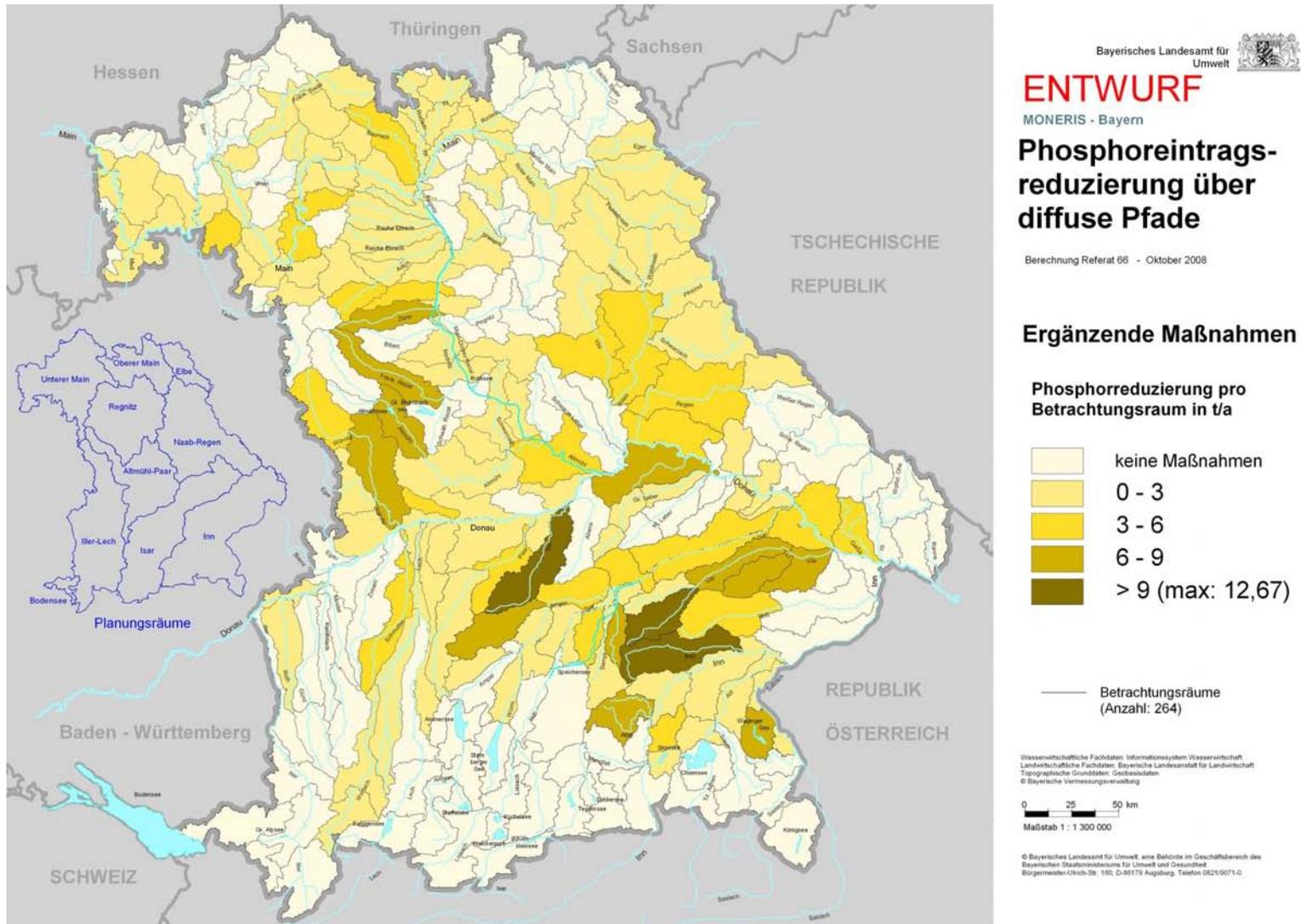


Abb. 3: Phosphorreduzierung im Grundwasser durch ergänzende Maßnahmen

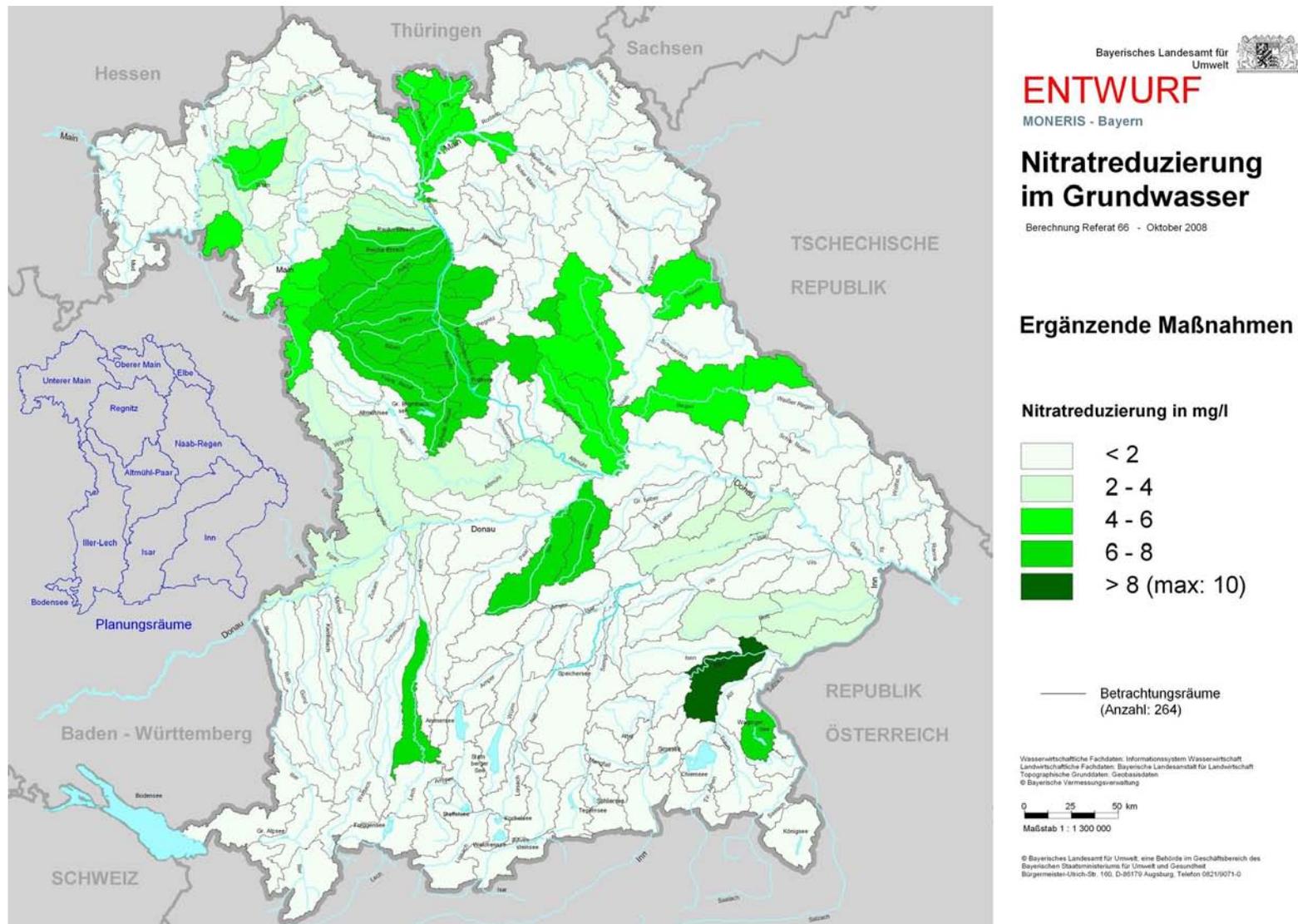


Abb. 4: Nitratreduzierung im Grundwasser durch ergänzende Maßnahmen

9.4 Fazit

Die grundlegenden Maßnahmen tragen zur Erhaltung und Verbesserung des Zustandes der Gewässer bei. Da die neueren gesetzlichen Vorgaben, insbesondere die Düngeverordnung, mehr Auflagen zum Schutz der Oberflächengewässer enthalten, ist der Effekt auf die Qualität der Oberflächengewässer stärker als auf die Qualität des Grundwassers. Der gute Zustand belasteter Gewässer kann mit grundlegenden Maßnahmen alleine nicht erreicht werden, so dass für diese Gebiete die von den Ämtern für Landwirtschaft und Forsten ausgewählten ergänzenden Maßnahmen im Einzugsgebiet vorzusehen sind. Diese gehen über die Forderungen der „guten fachlichen Praxis“ hinaus und sind daher finanziell auszugleichen. Ein Teil der Maßnahmen ist bereits im neuen Bayerischen Kulturlandschaftsprogramm (Verpflichtungszeitraum 2009 bis 2013) enthalten. Erfahrungen aus der Praxis und aus Pilotvorhaben zeigen, dass sich ein hoher Akzeptanzgrad nur durch eine intensive einzelbetriebliche Beratung erreichen lässt. Dafür muss ausreichend Personal zur Verfügung stehen, das durch die staatliche Beratung fachlich koordiniert wird.

9.5 Literaturverzeichnis

DIE EUROPÄISCHE WASSERRAHMENRICHTLINIE UND IHRE UMSETZUNG IN BAYERN
<http://www.wasserrahmenrichtlinie.bayern.de/>

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, Handlungsanleitung: Aufstellen von Maßnahmenprogrammen im Rahmen der Bewirtschaftungspläne 2009 nach EG-WRRL
Arbeitsfassung 18.04.2008

EG-WASSERRAHMENRICHTLINIE (WRRL)
http://www.lfw.bybn.de/Planung/eu_wrrl/

MAßNAHMENKATALOG GEWÄSSERSCHONENDE LANDBEWIRTSCHAFTUNG
<http://www.wasserrahmenrichtlinie.bayern.de/bewirtschaftungsplanung/massnahmenprogramme/index.htm>

VERORDNUNG ÜBER DIE ANWENDUNG VON DÜNGEMITTELN, BODENHILFSSTOFFEN, KULTURSUBSTRATEN UND PFLANZENHILFSMITTELN NACH DEN GRUNDSÄTZEN DER GUTEN FACHLICHEN PRAXIS BEIM DÜNGEN (DÜNGEVERORDNUNG – DÜV)
Bundesgesetzblatt Jahrgang 2007 Teil I Nr. 7, ausgegeben zu Bonn am 5. März 2007.

RÖHLING, INES UND KEYMER, ULRICH (2007): Biogasanlagen in Bayern 2006, Ergebnisse einer Umfrage.

10 Adressenverzeichnis der Referenten

Dr. Michael Diepolder

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft
Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz
Lange Point 12, 85354 Freising
Tel.: 08161/71-4313, E-Mail: michael.diepolder@lfl.bayern.de

Ulrich Kaul

Bayerisches Landesamt für Umwelt
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160, 86179 Augsburg
Tel.: 0821/9071-5741, E-Mail: ulrich.kaul@lfu.bayern.de

Heiko Lukas

Amt für Landwirtschaft und Forsten, SG 2.1A
Von-Luxburg-Str. 4, 97074 Würzburg
Tel. 0931-7904-770, E-Mail: heiko.lukas@alf-wu.bayern.de

Konrad Offenberger

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft
Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz
Lange Point 12, 85354 Freising
Tel.: 08161/71-3639, E-Mail: konrad.offenberger@lfl.bayern.de

Sven Raschbacher

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft
Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz
Lange Point 12, 85354 Freising
Tel.: 08161/71-4078, E-Mail: sven.raschbacher@lfl.bayern.de

Rudolf Rippel

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft
Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz
Lange Point 12, 85354 Freising
Tel.: 08161/71-4001, E-Mail: rudolf.rippel@lfl.bayern.de

Dr. Matthias Wendland

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft
Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz
Lange Point 12, 85354 Freising
Tel.: 08161/71-5499, E-Mail: matthias.wendland@lfl.bayern.de

Dr. Xaver Zenger

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft
Institut für Ländliche Strukturentwicklung, Betriebswirtschaft und Agrarinformatik (ILB)
Menzinger Str. 54, 80638 München
Tel.: 089/17800-460, E-Mail: xaver.zenger@lfl.bayern.de

Peter Zimmermann

Amt für Landwirtschaft und Forsten, SG 2.1
Krumpperstraße 18-20, 82362 Weilheim
Tel. 0881/994-157, E-Mail: peter.zimmermann@alf-wm.bayern.de