

## Gutachten zur Entwicklung der Nährstofffrachten und der bakteriologischen Belastung der Sauer beim Ausbau der Kläranlage Bleesbrück



im Auftrag des SIDEN



Dr.-Ing. G. Kolisch

Wuppertal, im Mai 2012

Bearbeitung der Studie durch:

Dr.-Ing. Gerd Kolisch  
kol@wupperverband.de

Dr.-Ing. Inka Hobus  
hob@wupperverband.de

WiW - Wupperverbandsgesellschaft für integrale Wasserwirtschaft mbH  
Untere Lichtenplatzer Str. 100  
D-42289 Wuppertal

Prof. Dr.-Ing. Joachim Hansen  
joachim.hansen@uni.lu

Dipl.-Umweltwiss. Dipl.-Wirt.Ing. (FH) Markus Becker  
Markus.Becker@uni.lu

Universität Luxemburg - Campus Kirchberg  
Siedlungswasserwirtschaft und Wasserbau  
6, rue R. Coudenhove-Kalergi  
L-1359 Luxembourg

Prof. Dr.-Ing. T. G. Schmitt  
theo.schmitt@bauing.uni-kl.de

Dipl.-Ing. Silja Worreschk  
silja.worreschk@bauing.uni-kl.de

tectraa – Zentrum für Innovative AbWassertechnologien an der Universität Kaiserslautern  
Paul-Ehrlich-Str. 13  
D-67663 Kaiserslautern

## Inhalt

1.	Veranlassung	5
1.1	Vorbemerkungen	5
1.2	Inhalte und Methodiken der Studie	6
2.	Untersuchungsgebiet	7
2.1	Beschreibung Fließgewässer / Einzugsgebiet	7
2.2	Bilanzraum	7
3.	Beurteilung der Wasserqualität der Sauer	11
3.1	Abflussmengen	11
3.2	Belastung der Sauer mit Nährstoffen	14
3.3	Bakteriologische Belastung der Sauer	19
4.	Belastung aus Kläranlagen	23
4.1	Aktueller Stand der Abwasserreinigung	23
4.2	Geplante Maßnahmen zur Abwasserbehandlung	24
4.3	Abschätzung der Belastung aus Kläranlagen	25
4.3.1	Gewählte Methodik	25
4.3.2	Ermittlung der Belastungen im Ist-Zustand	27
4.3.3	Ermittlung der Belastung im Ausbauzustand	38
5.	Belastung aus der Mischwasserentlastung	45
5.1	Aktueller Stand der Mischwasserbehandlung im Einzugsgebiet	45
5.2	Geplante Maßnahmen zur Mischwasserbehandlung	45
5.3	Beschreibung der verwendeten Software	46
5.4	Ermittlung der Belastung im Ist-Zustand	47
5.4.1	Grundsätze der Modellerstellung	47
5.4.2	Ergebnisse der Langzeitsimulation	52
5.5	Ermittlung der Belastung im Ausbauzustand	56
5.5.1	Grundsätze der Modellerstellung	56
5.5.2	Ergebnisse der Langzeitsimulation	59
5.6	Vergleich Ist-Zustand und Ausbauzustand	61
6.	Belastung aus diffusen Quellen	65
6.1	Spezifische Frachten in Abhängigkeit von der Flächennutzung	66
6.2	Flächennutzung im Untersuchungsgebiet	68
6.3	Abschätzung der Belastungen aus diffusen Quellen	69
6.4	Abschätzung der Selbstreinigung im Gewässer	74
6.4.1	Nährstoffe	74

6.4.2	Bakterien	75
7.	Frachtbilanz für die Nährstoffe sowie die bakteriologische Belastung	77
7.1	Ermittlung der Belastungen für den Ist-Zustand und den Ausbauzustand	77
7.1.1	Abfluss	77
7.1.2	Nährstoffe	78
7.1.3	Bakterien	82
7.2	Frachteintrag Sommer- und Winterhalbjahr	84
7.3	Frachteintrag bei Trockenwetter	85
7.4	Frachteintrag im Bilanzraum im Vergleich zur Gesamtfracht in der Sauer	87
7.4.1	Nährstoffe	87
7.4.2	Bakterien	89
8.	Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität	91
8.1	Ausbau der Kläranlage Bleesbrück und des Kanalnetzes	91
8.1.1	Nährstoffe	91
8.1.2	Bakterien	92
8.2	Weitere Maßnahmen	94
9.	Fazit	98
10.	Literaturverzeichnis	101
11.	Anhang	106

# 1. Veranlassung

## 1.1 Vorbemerkungen

Die Kläranlage Bleesbrück wird vom Abwasserverband SIDEN (Syndicat Intercommunal de Dépollution des Eaux résiduaires du Nord) betrieben. Bei der Anlage handelt es sich um eine AB-Anlage, die in den 60er Jahren für 60.000 Einwohner und Einwohnerequivalente (E+EGW) auf das Reinigungsziel der Kohlenstoffelimination ausgebaut wurde. Derzeit sind rund 100.000 EW an die Anlage angeschlossen. Bei der anstehenden Erweiterung zur Stickstoffelimination soll die Kläranlage auf eine Belastung von 130.000 EW ausgelegt werden.

Das unterhalb und oberhalb der Kläranlage Bleesbrück liegende ländliche Gebiet ist in den Sommermonaten touristisch stark frequentiert. Die Gemeinden im Einzugsgebiet der Kläranlage Bleesbrück werden überwiegend im Mischsystem entwässert. Die Überläufe aus Regenüberläufen und Regenüberlaufbecken sowie der gereinigte Ablauf der Kläranlagen Bissen und Bleesbrück führen zu Nährstoffeinträgen und bakteriellen Belastungen der Sauer als den natürlichen Vorfluter in diesem Gebiet. Folgende wesentliche Randbedingungen sind zu berücksichtigen:

- Erweiterung KA Bleesbrück
- Kanalanbindung Bissen - Colmar-Berg - Erpeldange - Bleesbrück
- Stilllegung KA Bissen und Überleitung zur KA Bleesbrück
- Umbau von RÜ / RÜB im MW-Kanal zur KA Bleesbrück
- Vorbelastung der Sauer aus der KA Heiderscheidergrund
- Vorbelastung der Sauer aus Alzette und Attert
- Indirekt-/Direkteinleitung der Molkerei Luxlait

Das luxemburgische Umweltministerium hat daher den Abwasserverband SIDEN zur Ausarbeitung einer Studie über die Entwicklung der Nährstoffeinträge und der bakteriologischen Belastung der Sauer bei der Erweiterung der Kläranlage Bleesbrück aufgefordert. Die Universität Luxembourg, tectraa (Kaiserslautern) sowie die WiW mbH haben diese Studie im Auftrag des SIDEN wie nachfolgend beschrieben bearbeitet.

## 1.2 Inhalte und Methodiken der Studie

Die Entwicklung der Nährstoffeinträge und der bakteriologischen Belastung der Sauer bei der Erweiterung der Kläranlage Bleesbrück wird über eine Bilanzierung der Gesamtemissionen in die Sauer für das Einzugsgebiet der Kläranlage Bleesbrück beurteilt. In Bild 1.1 sind beispielhaft die möglichen Eintragspfade in die Fließgewässer dargestellt.

Im Rahmen der hier durchgeführten Untersuchung werden folgende Eintragsquellen betrachtet:

- Nährstoffeinträge durch Kläranlagen
- Nährstoffeinträge durch Kanalisation
- Nährstoffeinträge über diffuse Quellen

Die ermittelten Einträge in das Untersuchungsgebiet aus Punkt- und diffusen Quellen werden bilanziert und die Ergebnisse mit den gemessenen Frachten in der Sauer abgeglichen. Aufbauend auf dieser Bilanz kann der Einfluss der Kläranlage Bleesbrück an den Gesamtemissionen im Einzugsgebiet sowohl für den IST-Zustand als auch für den Ausbauzustand beurteilt werden. Hierauf aufbauend können Maßnahmen für eine Reduktion der Einträge abgeleitet werden.

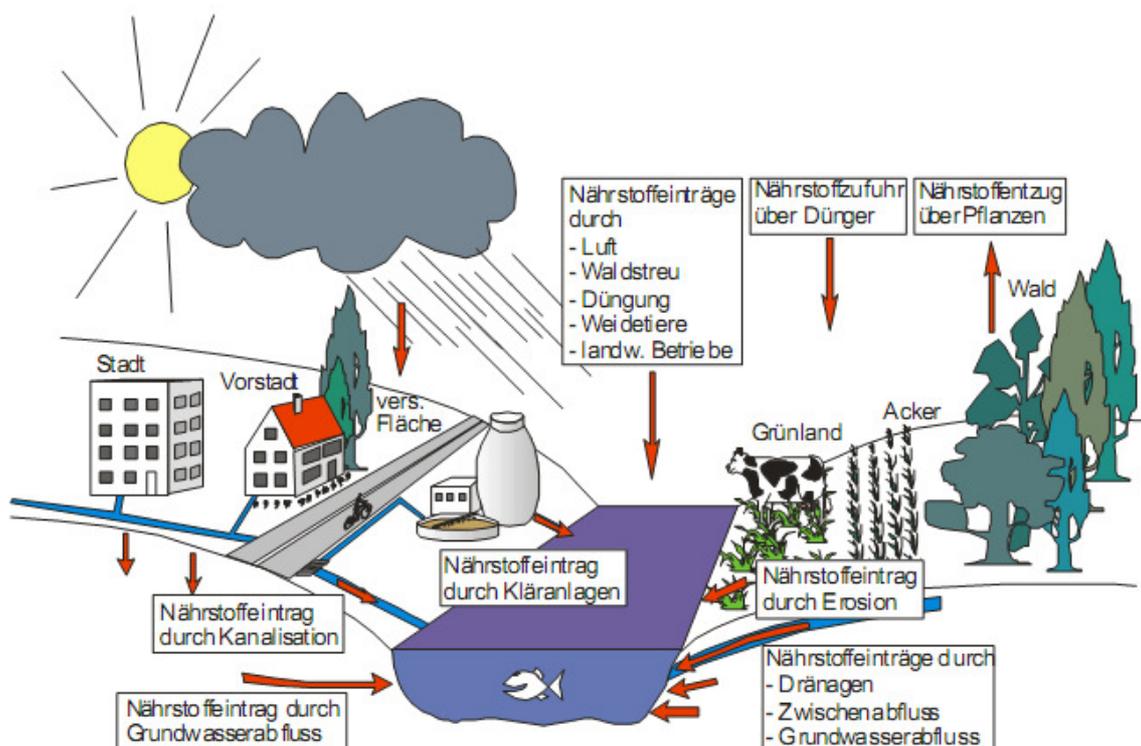


Bild 1.1: Eintragspfade in die Fließgewässer (Fehr, 2000)

## 2. Untersuchungsgebiet

### 2.1 Beschreibung Fließgewässer / Einzugsgebiet

Die Sauer ist ca. 170 km lang. Der Flusslauf ist dabei in drei Abschnitte unterteilt: Ober-, Mittel- und Untersauer (Schneider 2011). Der Fluss entspringt als Sûre im Südosten Belgiens (Provinz Luxemburg) in den Ardennen und mündet in die Mosel. Im Rahmen des Projektes wird der Abschnitt von Michelau bis Bettendorf betrachtet. Hauptzuflüsse in diesem Abschnitt sind die Alzette, der Tirelbaach und die Blees. Bei der Alzette werden weiterhin die Zuflüsse Attert und Wark berücksichtigt. Die Obere Sauer gehört zum Typ 9.2 *Große Flüsse des Mittelgebirges* nach der Beschreibung der angepassten Fließgewässertypen nach (Pottgießer, Sommerhäuser, 2006). Dies sind kleine Flüsse des Berg- und Hügellandes mit vorwiegend feinkörnigen bis kiesigen, mobilen Sohlensubstraten (tiefgründig lockersohlig) und große Flüsse des Berg- und Hügellandes mit vorwiegend feinkörnigen bis kiesigen, mobilen Sohlensubstraten (tiefgründig lockersohlig).

### 2.2 Bilanzraum

Für die Ermittlung der Einträge aus der Kläranlage Bleesbrück in die Sauer im Vergleich zu der Mischwasserentlastung und den diffusen Quellen wird das in Bild 2.1 dargestellte Untersuchungsgebiet mit einer Fläche von 183 km<sup>2</sup> berücksichtigt. Der Bilanzraum wurde so gewählt, dass das Kanalnetz der Kläranlage Bleesbrück mit den zugehörigen Mischwasserentlastungen und die Kläranlage Bleesbrück enthalten sind. Weiterhin wird das Untersuchungsgebiet durch die Messstellen Michelau im Oberlauf der Sauer und Bettendorf begrenzt.

Das Gesamteinzugsgebiet der Sauer bis zur Gütemessstelle Bettendorf beträgt 1.753 km<sup>2</sup> (siehe Bild 2.2). Der Hauptzufluss ist die Alzette mit einem Einzugsgebiet von 681 km<sup>2</sup>. Im Oberlauf der Alzette leiten mehrere große Kläranlagen ihr gereinigtes Abwasser ein, zusammen mit der Mischwasserentlastung und den diffusen Quellen ist die Vorbelastung der Alzette als Eingangsgröße in den Bilanzraum zu berücksichtigen. Im Vergleich zum Gesamteinzugsgebiet ist der hier zu betrachtende Bilanzraum mit 183 km<sup>2</sup> relativ klein.

Für die Ermittlung der Frachten in der Sauer werden die Pegelmessungen in Michelau-Sûre, Diekirch-Sûre, Ettelbrück-Wark und Ettelbrück-Alzette und Bissen-Attert und die Messungen an den Gütemessstellen Erpeldange-Sûre, Ingeldorf-Sûre, Bettendorf-Sûre, Ettelbrück-Alzette und Colmar-Berg-Attert ausgewertet.

Weiterhin wurde in 2011 ein ergänzendes Messprogramm für die Beurteilung der bakteriellen Belastung im Längsverlauf der Sûre durchgeführt. Die Pegel- und Gütemessstellen sind in Tabelle 2.1 und in Bild 2.1 angegeben.

Das Untersuchungsgebiet wurde in 11 Teileinzugsgebiete unterteilt, die ungefähr dem Einzugsgebiet der Messstelle oder dem Einzugsgebiet eines Gewässerzuflusses (z.B der Blees) entsprechen. Die Flächen der Teileinzugsgebiete sind in Tabelle 2.2 dargestellt.

Tabelle 2.1: Pegel und Gütemessstellen

Ort	Kilometrierung	Pegel-messtelle	Qualitäts-messung	Meßkampagne Bakterien
aval Michelau-Sure	69,70	√		√
amont Erpeldange-Sure	61,40		√	√
Ingeldorf-Sure	58,05		√	√
Diekirch-Sure	54,90	√	√	√
Bleesbrück Kläranlage Ablauf	52,95			√
Bettendorf-Sure	51,00			√
Ettelbrück-Alzette	1,10	√		
Ettelbrück-Alzette	0,70		√	√
Ettelbrück-Wark	0,90	√		
Bissen-Attert	5,70	√		
Colmer Berg-Attert	0,50		√	

Tabelle 2.2: Flächen der Teileinzugsgebiete des Bilanzraums (siehe Bild 2.1)

Teileinzugsgebiete	Fläche
	[km <sup>2</sup> ]
Michelau-Sure	6,66
Erpeldange-Sure	11,48
Ingeldorf-Sure	2,10
Diekirch-Sure	10,93
Tirelbach-Sure	12,20
Bleesbrück-Sure	1,49
Blees-Sure	59,96
Bettendorf-Sure	2,67
Ettelbrück-Wark	0,98
Ettelbrück-Alzette	52,29
Colmer-Berg-Attert	22,05

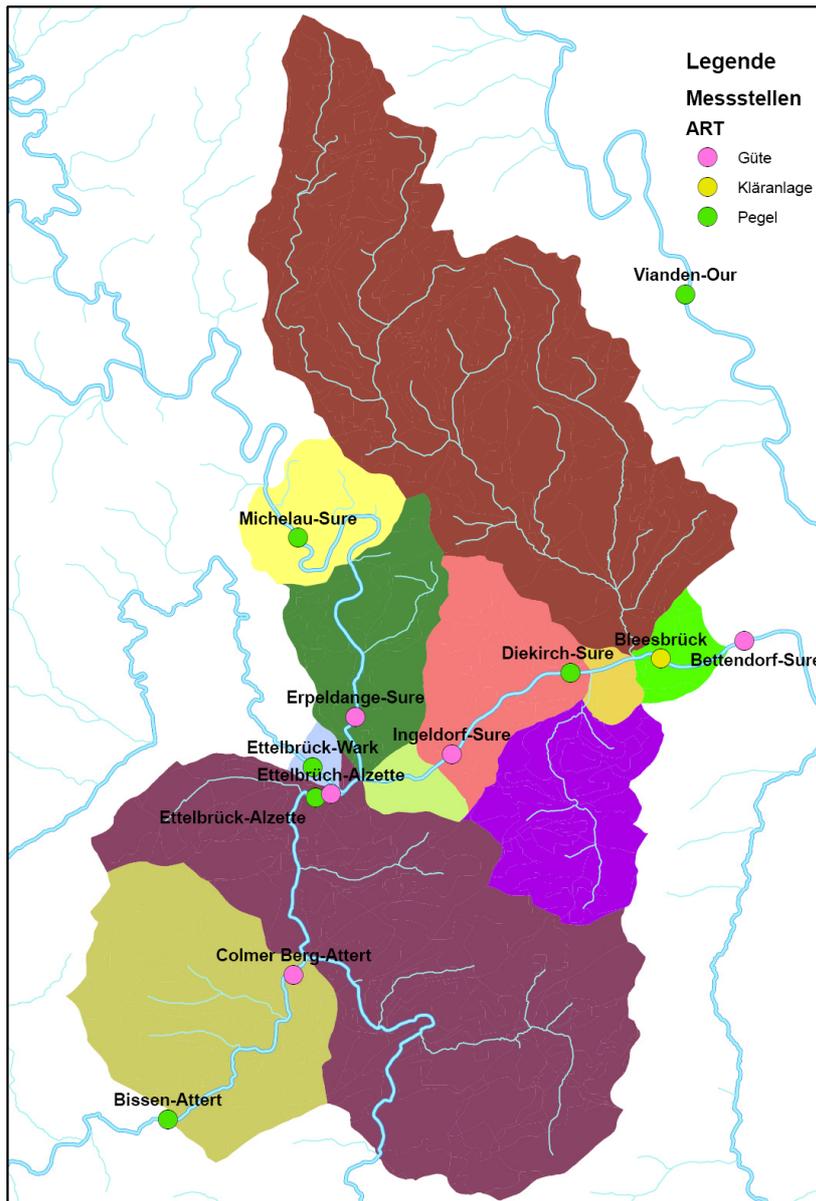


Bild 2.1: Bilanzraum

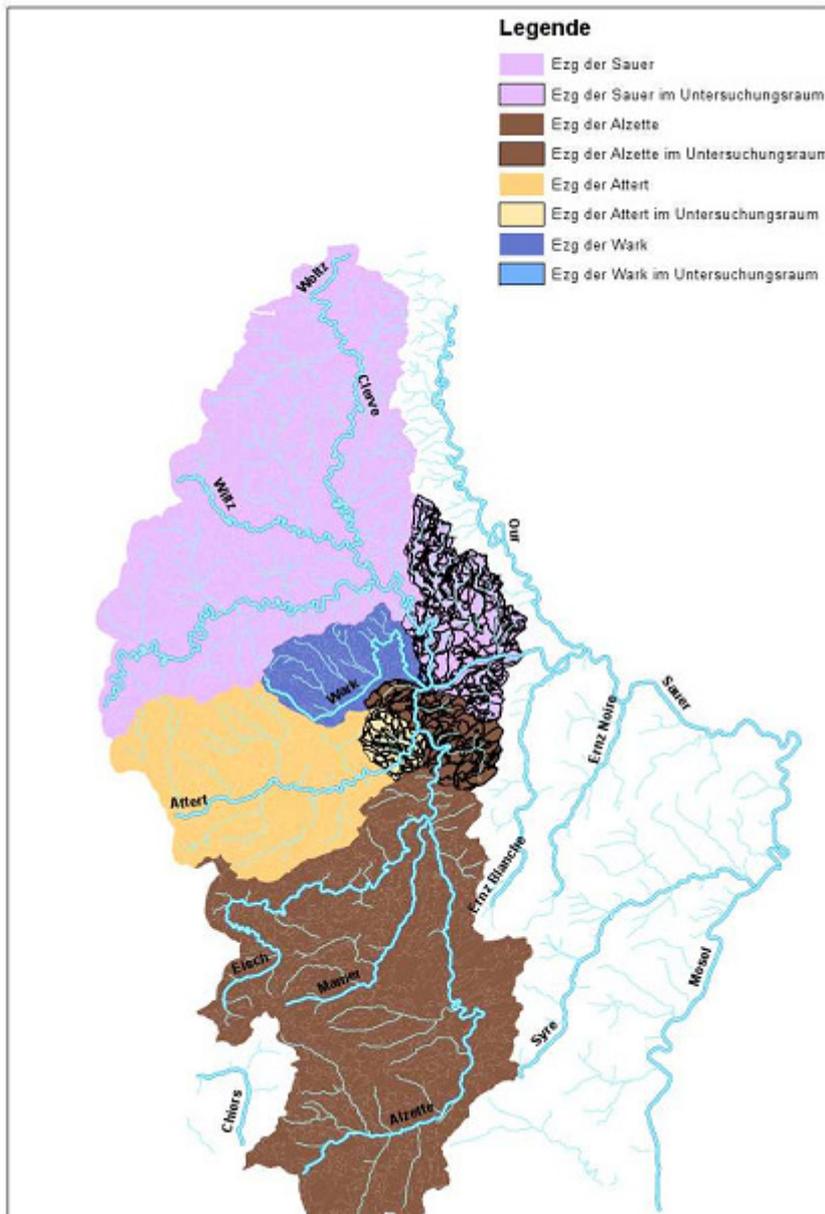


Bild 2.2: Gesamteinzugsgebiet der Sauer bis zur Gütemessstelle Bettendorf km 51,00

Tabelle 2.3: Flächen der Teileinzugsgebiete zu Bild 2.2

Gewässereinzugsgebiet	Fläche	Fläche im Bilanzraum
	[km <sup>2</sup> ]	[km <sup>2</sup> ]
Sauer bis km 51,00 *	1753,00	182,81
Alzette	680,84	52,29
Attert	264,34	22,05
Wark	78,94	0,98

\* inklusive Nebengewässer Alzette, Attert, Wark

### 3. Beurteilung der Wasserqualität der Sauer

#### 3.1 Abflussmengen

Die vorhandenen Durchflussmessungen der Messstellen Diekirch und Michelau für die Sauer, der Messstellen Ettelbrück an der Alzette sowie Ettelbrück an der Wark werden für den Zeitraum von 2005 bis 2009 ausgewertet. In Bild 2.1 sind die Pegelmessstellen im Untersuchungsraum dargestellt. Die Pegeldata wurden von der Administration de la gestion de l'eau zur Verfügung gestellt. In Tabelle 3.1 sind die mittleren Jahresabflüsse dargestellt. Die Abflüsse sind bei allen Messstellen in den Jahren 2007 und 2008 höher als in den übrigen Jahren. Als Referenzjahr wird das Jahr 2009 herangezogen, es entspricht mit 10 m<sup>3</sup>/s am Pegel Michelau und 23 m<sup>3</sup>/s am Pegel Diekirch einem mittleren Abflussjahr der Sauer (vgl. (CRP, 2007)). Der Mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) in betrachteten Zeitraum beträgt am Pegel Diekirch 5,5 m<sup>3</sup>/s.

Tabelle 3.1: Jahresabflüsse der einzelnen Jahre 2005-2009

Ort	Stationierung	2005	2006	2007	2008	2009
Einheit	[km]	[m <sup>3</sup> /s]				
Michelau (Sauer)	69,7	9,07	10,34	14,40	14,90	10,29
Diekirch (Sauer)	54,9	15,26	21,38	29,67	30,06	22,87
Ettelbrück (Alzette)	1,1	7,14	9,36	13,65	13,63	10,34
Ettelbrück (Wark)	0,9	0,52	0,78	1,26	1,30	1,25

Bild 3.1 und Bild 3.2 zeigen den Verlauf der gemessenen Abflüsse der Sauer und der Alzette sowie deren Zuflüsse für die Jahre 2005 bis 2009. Es ist ein deutlicher Jahresgang in den Abflussmengen zu erkennen. Am Pegel Diekirch liegt die Abflussmenge im Sommerhalbjahr 2009 von 01.04 bis 30.09 im Mittel bei 11 m<sup>3</sup>/s und im Winterhalbjahr von 01.10 bis 31.03 im Mittel bei 35 m<sup>3</sup>/s.

In Bild 3.4 ist der hydrologische Längsschnitt der Sauer zwischen Michelau und Bettendorf dargestellt. Für die Ermittlung der Abflussdaten an allen relevanten Stellen im hydrologischen Längsschnitt der Sauer wird zwischen den Pegelmessungen der Durchfluss über eine mittlere Abflussspende aus dem betrachteten Einzugsgebiet abgeschätzt. Für die Einzugsgebiete der Zuflüsse von Tirelbaach, Blees wird die Abflussspende der Wark von 13 l/(s\*km<sup>2</sup>) angenommen. Für das Einzugsgebiet von Michelau bis Diekirch ergibt sich aus der Differenz zwischen dem Pegel Michelau und Diekirch und abzüglich dem Zufluss der Alzette eine mittlere Abflussspende von 7 l/(s\*km<sup>2</sup>).

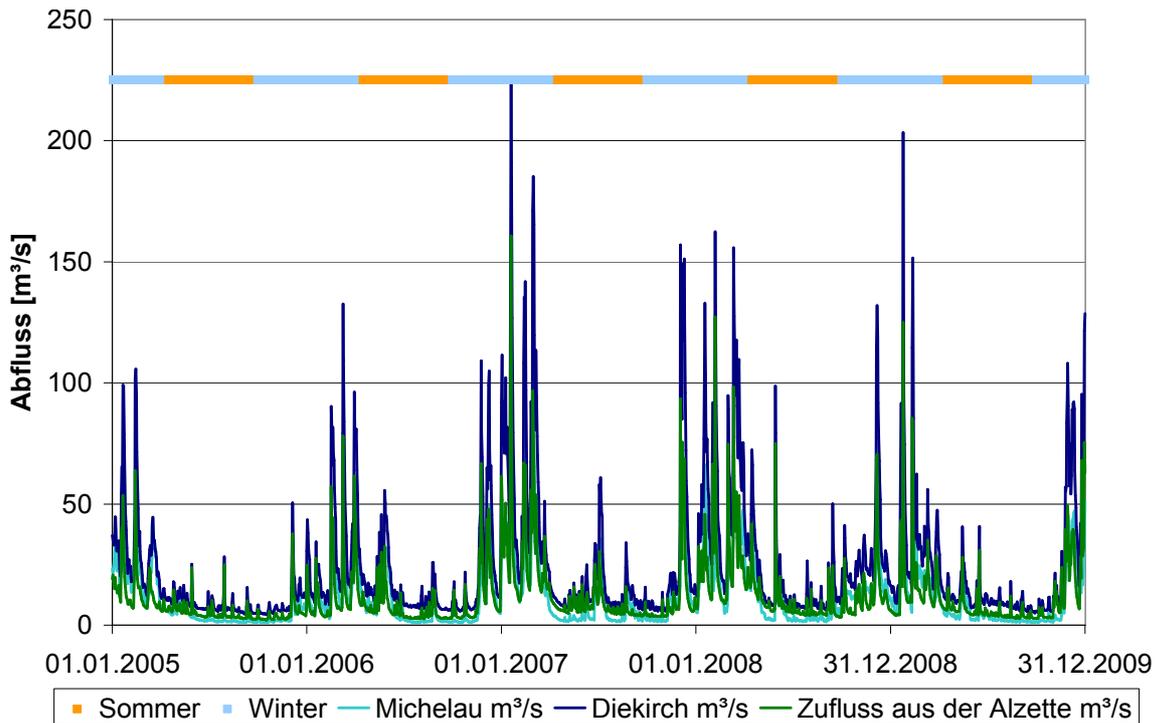


Bild 3.1: Abflussgang der Sauer am Pegel Michelau und Diekirch und Zufluss der Alzette (2005-2009)

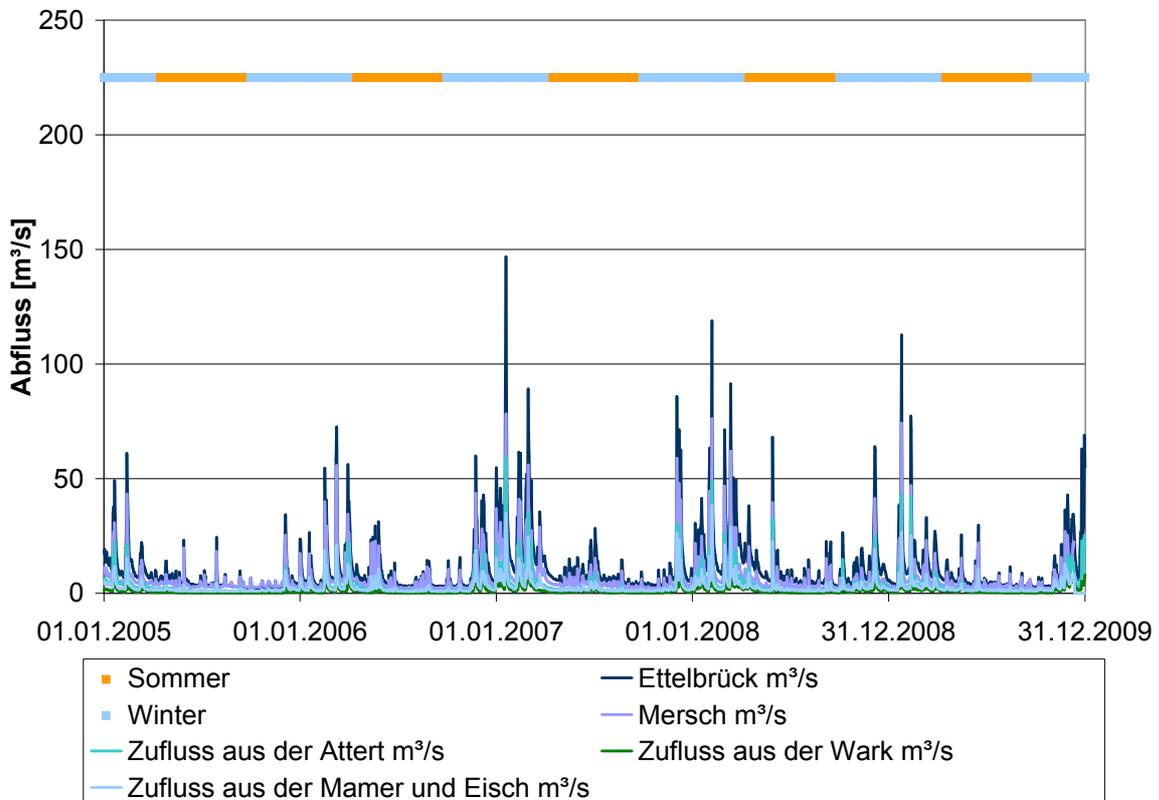


Bild 3.2: Abflussgang der Alzette am Pegel Ettelbrück und Mersch und Zuflüsse zur Alzette (2005-2009)

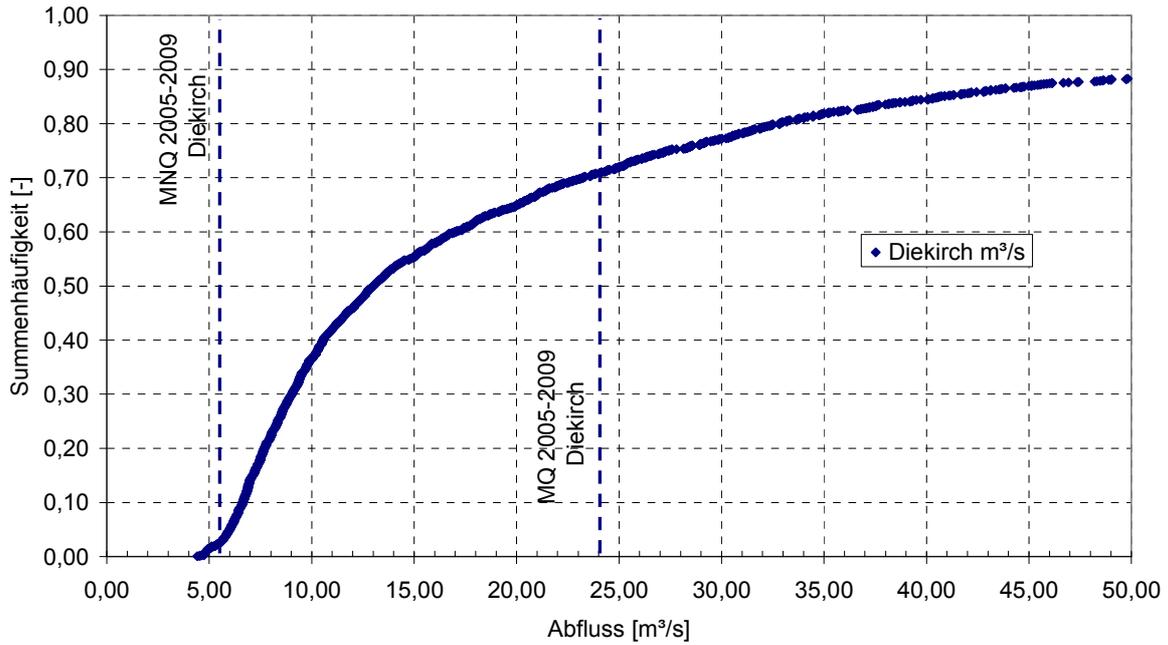


Bild 3.3: Summenhäufigkeit am Pegel Diekirch für die Jahre 2005-2009

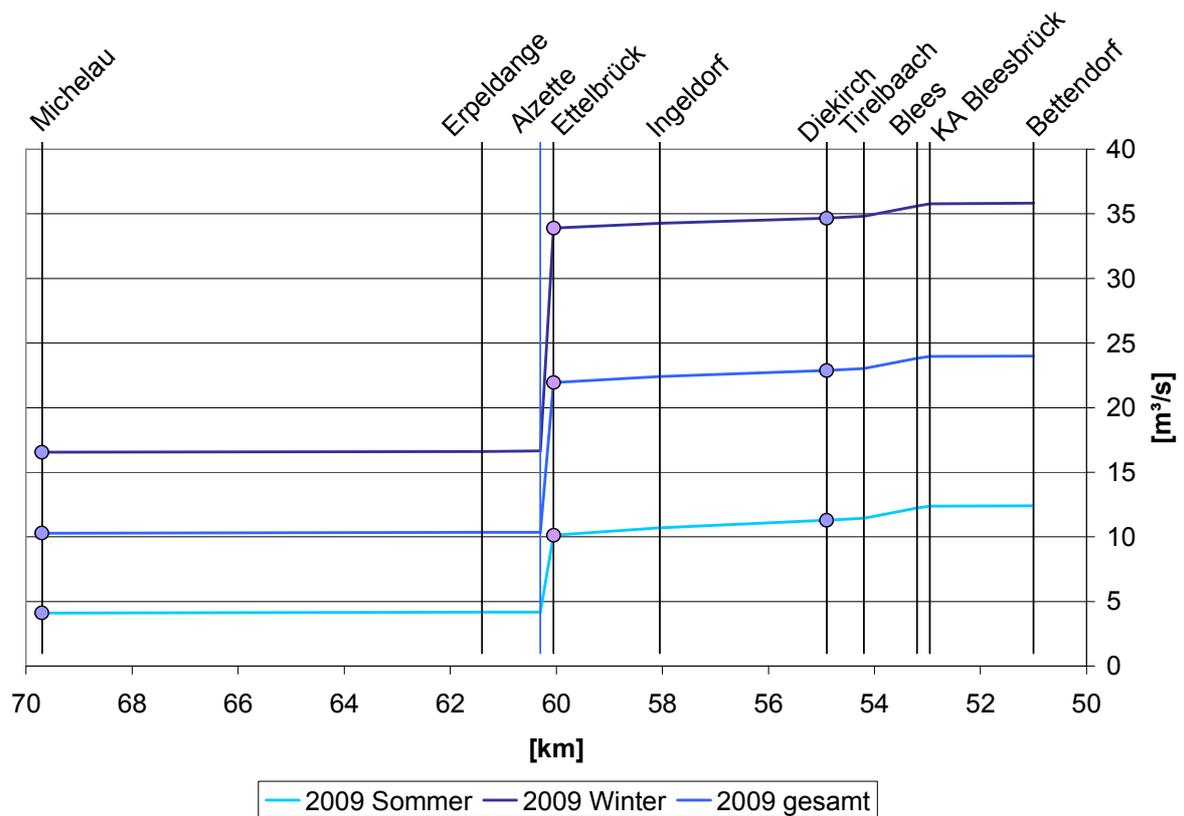


Bild 3.4: Hydrologischer Längsschnitt der Sauer zwischen Michelau und Bettendorf für 2009 (o Messwerte, übrige Werte sind über eine flächenspezifische Abflussspende berechnet)

### 3.2 Belastung der Sauer mit Nährstoffen

Zur Beurteilung der Belastung der Sauer werden die Ergebnisse der Regelbeprobungen der Administration de la gestion de l'eau an den Gütemessstellen Michelau, Erpeldange, Ingeldorf, Diekirch, Bleesbrück und Bettendorf an der Sauer im Zeitraum von 2005 bis 2009 ausgewertet. Um die Zulauffrachten aus den Nebengewässern abzuschätzen, werden weiterhin die Messstellen in Colmar Berg an der Attert, in Ettelbrück und Mersch an der Alzette berücksichtigt. In Bild 2.1 sind die Gütemessstellen im Untersuchungsraum dargestellt. Es liegen mit Ausnahme der Messstelle Michelau zwischen 4 bis 11 Messungen je Parameter und Jahr vor. In Michelau liegen nur zwei Messungen über den gesamten Zeitraum vor und wurden daher in der Auswertung nicht berücksichtigt. In Bild 3.5 sind die gemessenen Konzentrationen für  $N_{\text{anorg-N}}$  und  $P_{\text{ges}}$  dargestellt. Die Mediankonzentrationen von Stickstoff liegen in der Sauer und der Attert zwischen 5 und 6 mg N/l, in der Alzette bei über 6 mg N/l. Der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Anteil liegt für den betrachteten Sauerabschnitt bei ca. 92 %,  $\text{NH}_4\text{-N}$  bei ca. 6 % und der  $\text{NO}_2\text{-N}$ -Anteil bei ca. 0,03 %. Die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration liegt unter Berücksichtigung der gemessenen pH-Werte von 7 bis 8 unter der für Gewässer kritischen Belastungssituation von 2,5 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  (Lammersen, 1997). Erst bei höherer Konzentration kann eine für tierische Leitformen des Saprobien systems toxische Wirkung auftreten. Die  $\text{NO}_2$ -Konzentration liegt zeitweise deutlich oberhalb des in der EG-Fischgewässerrichtlinie (78/659/EEC) angegebenen Wertes von 0,03 mg/l  $\text{NO}_2$ . Die Mediankonzentration von Phosphor schwankt zwischen 0,1 und 0,3 mg P/l in der Sauer. In der Attert liegt der Median bei über 0,2 mg P/l und in der Alzette bei deutlich über 0,3 mg P/l. Der obere Abschnitt im Untersuchungsgebiet zwischen Michelau und Erpeldange ist relativ gering belastet. Durch den Zufluss der Alzette in die Sauer, zwischen Erpeldange und Ettelbrück, ist ein deutlicher Anstieg der Konzentrationen in der Sauer zu erkennen. Von Ettelbrück bis Ingeldorf bleiben die Nährstoffkonzentrationen nahezu konstant. Der leichte Anstieg der Nährstoffkonzentrationen zwischen Ingeldorf und Bettendorf ist auf die Einleitung aus der Kläranlage in Bleesbrück zurückzuführen. In Bild 3.6 und Bild 3.7 ist der zeitliche Verlauf der Nährstofffrachten dargestellt. Hohe Abflüsse in der Sauer führen zu einem Anstieg der Nährstofffrachten. Die Korrelation zwischen den Nährstofffrachten und der Abflussmenge der Sauer ist im Anhang in Bild 11.1 und Bild 11.2 dargestellt. Bild 3.8 und Bild 3.9 zeigt die mittlere Nährstoffkonzentration im Längsverlauf der Sauer für die Jahre 2007 bis 2009. Auch hier ist der deutliche Anstieg der Frachten durch den Zufluss der Alzette in Ettelbrück zu erkennen. Für das Jahr 2009 erfolgte weiterhin eine Unterteilung in Sommer- und Winterbelastung. Zum Vergleich mit den Jahresfrachten wurden die Frachten für die Halbjahre auf ein gesamtes Jahr hochgerechnet. Die Frachten in den Wintermonaten liegen deutlich über den ermittelten Frachten in den Sommermonaten.

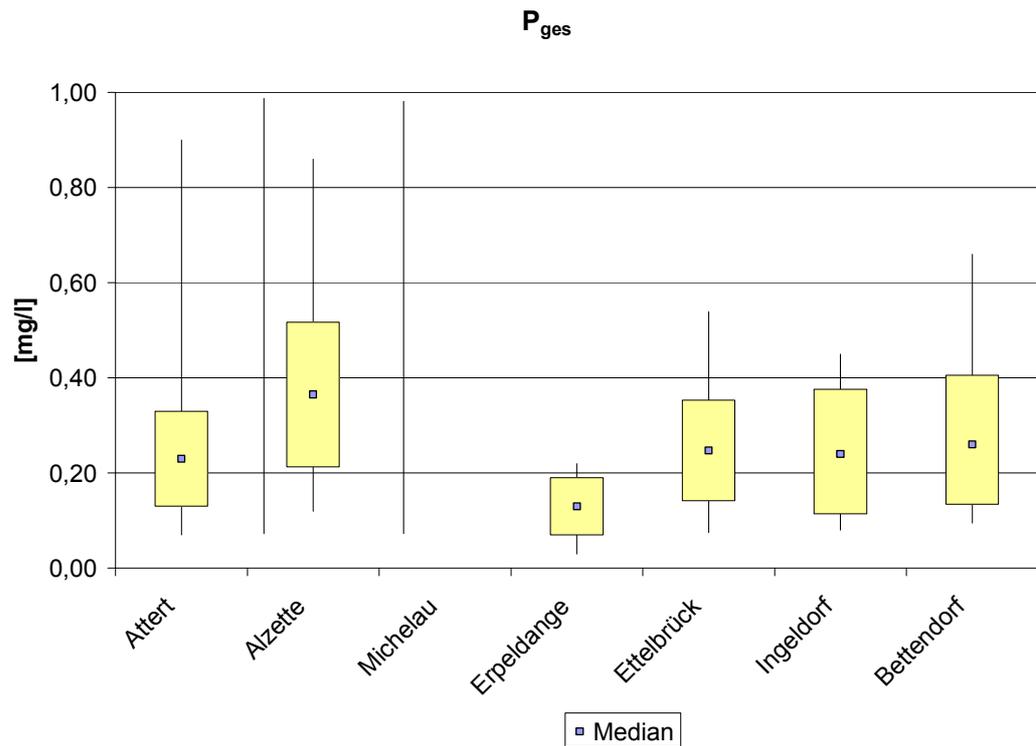
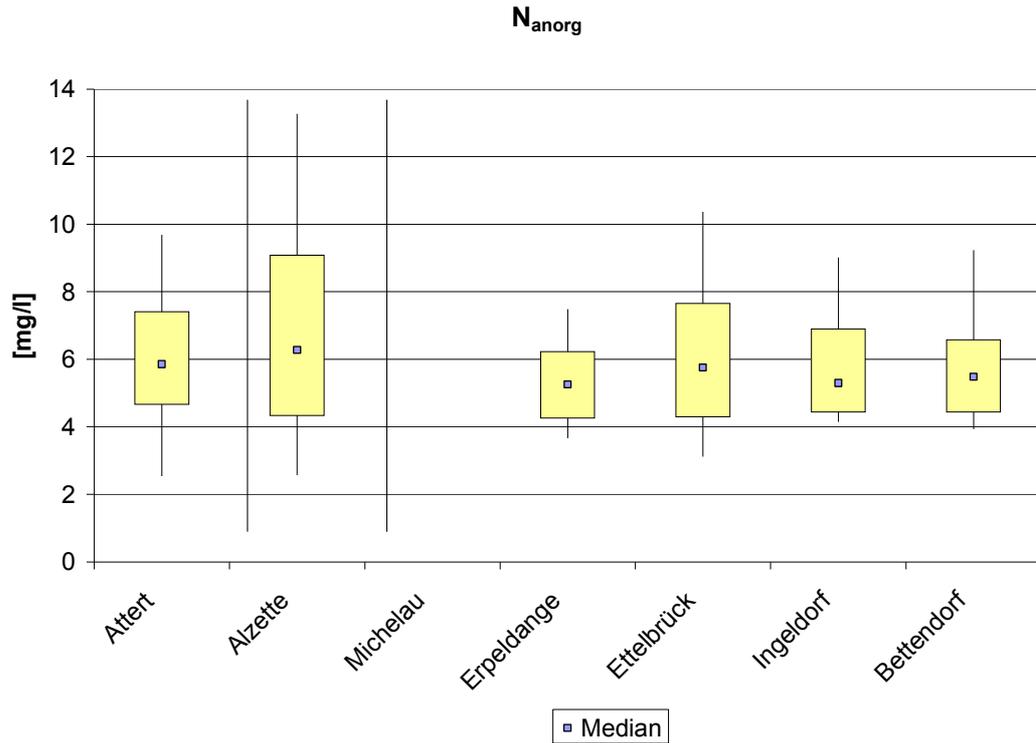


Bild 3.5: Stickstoff- und Phosphorkonzentration in der Sauer, der Alzette und der Attert mit Angabe des Medians, 10 und 90 %-Perzentil-Wert, Min-Max-Wert für den Zeitraum 2005-2011 (Konzentration in Ettelbrück berechnet aus Messung Alzette und Messung Erpeldange)

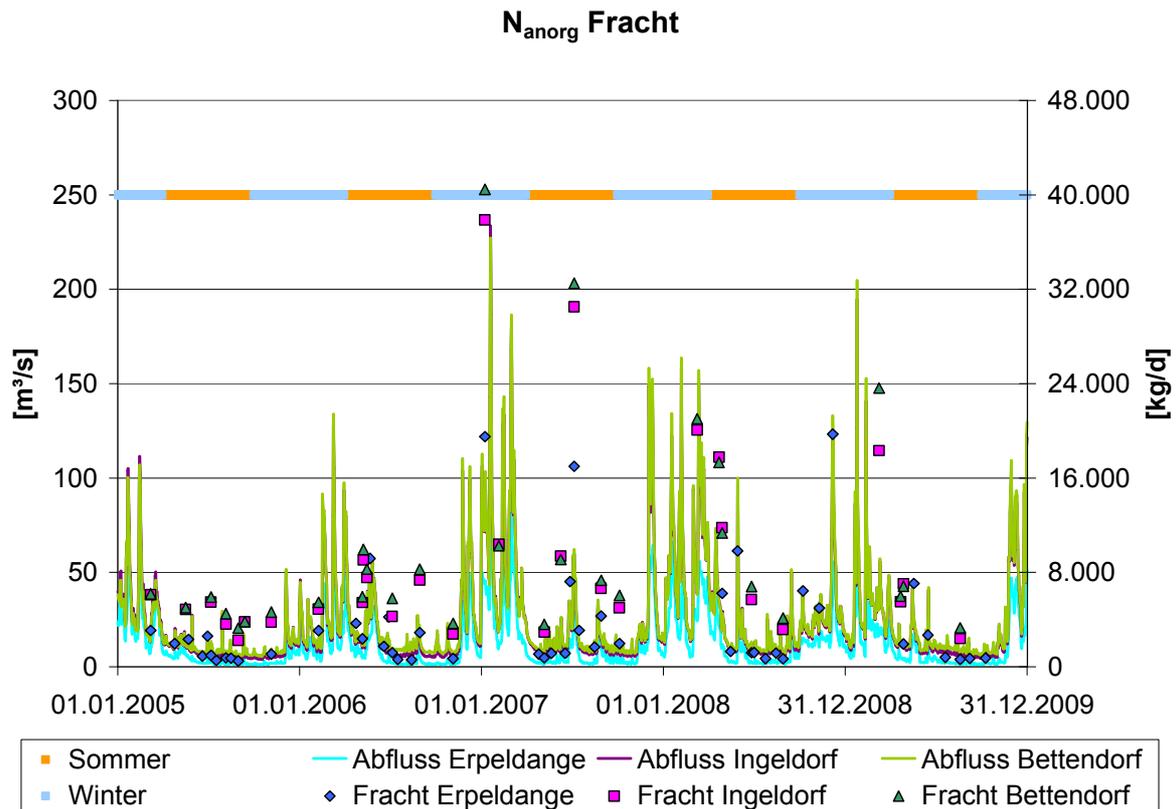


Bild 3.6: Stickstofffracht in Abhängigkeit vom Abfluss

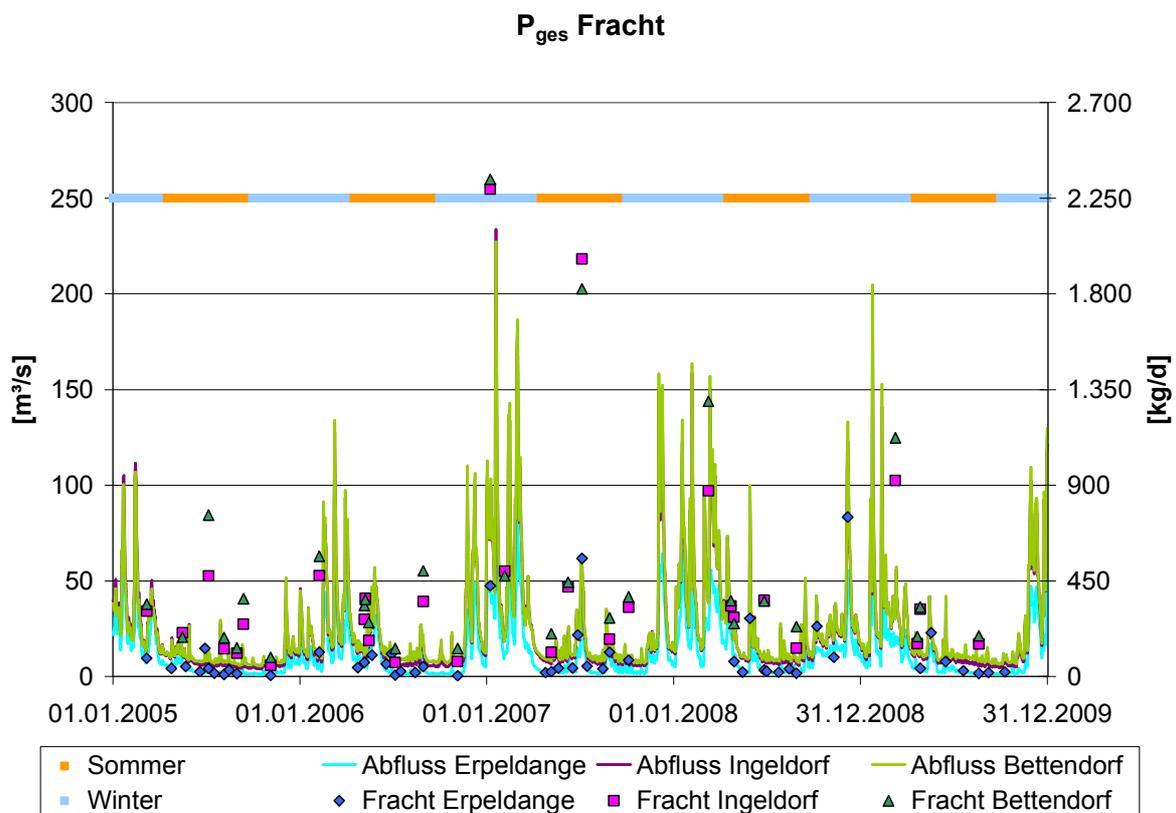


Bild 3.7: Phosphorfracht in Abhängigkeit vom Abfluss

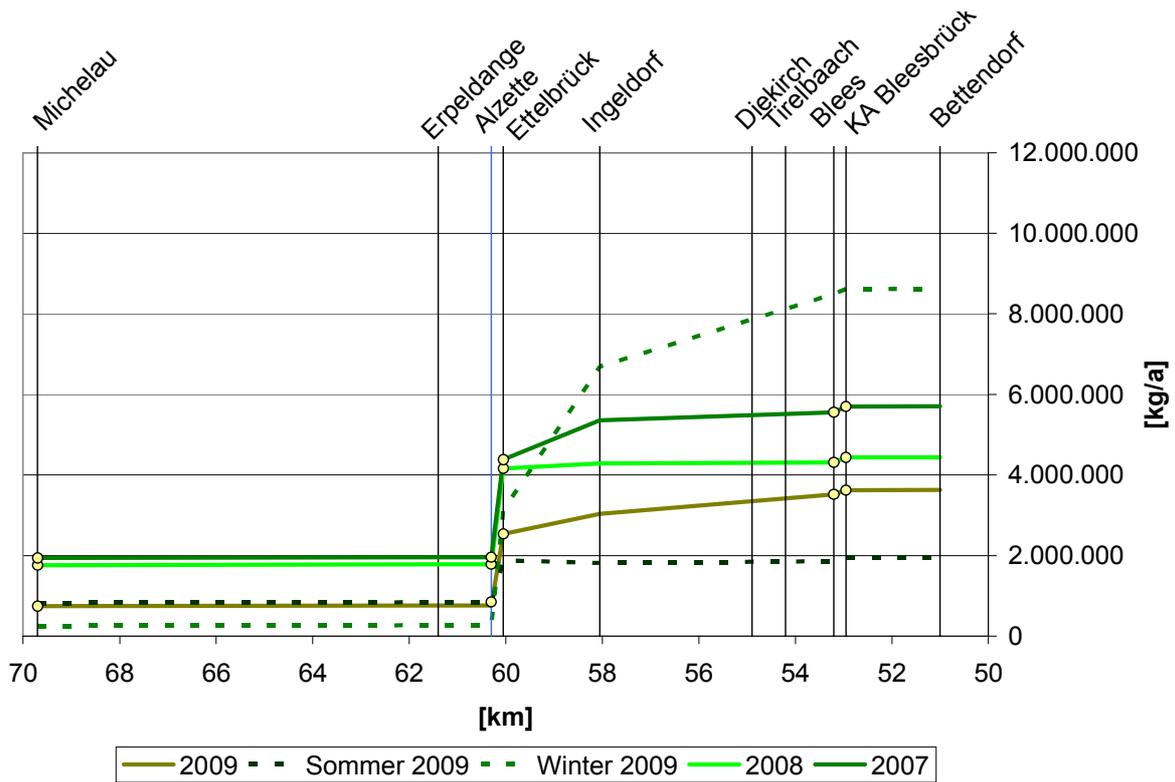


Bild 3.8:  $N_{anorg}$ -N-Fracht im Längsschnitt der Sauer zwischen Michelau und Bettendorf für die Jahre 2007-2009 (o berechnete Werte)

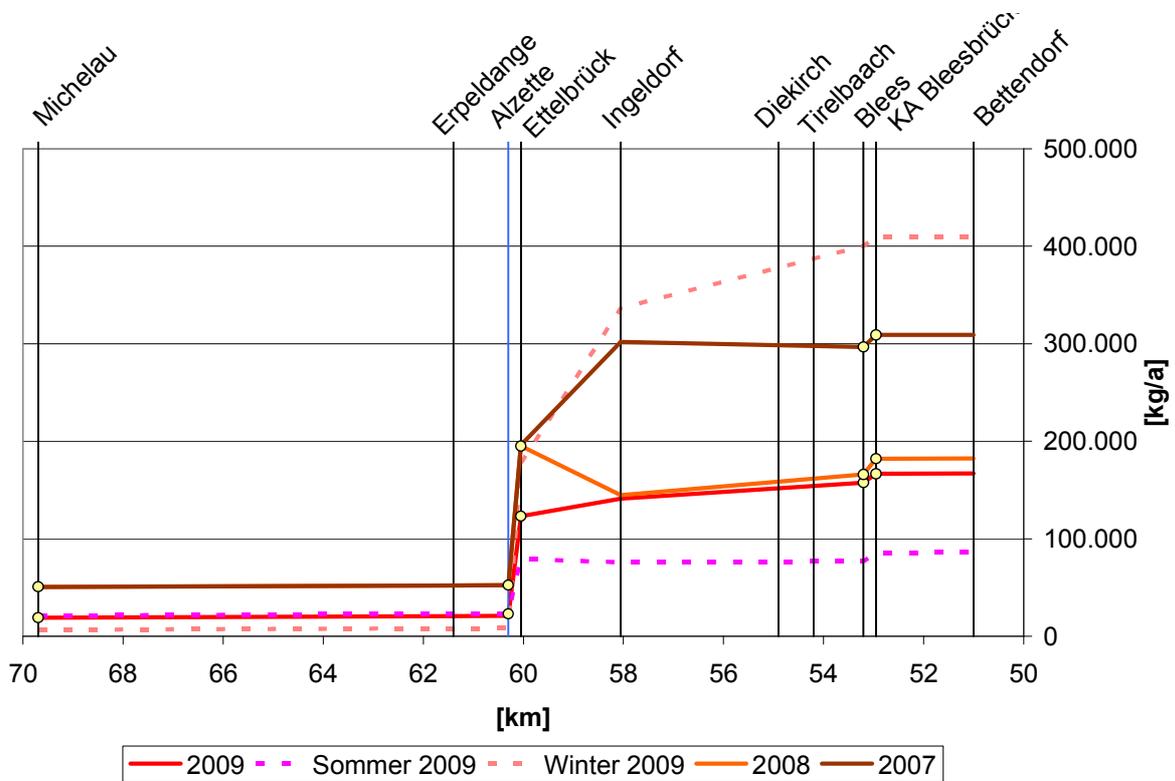


Bild 3.9:  $P_{ges}$ -Fracht im Längsschnitt der Sauer zwischen Michelau und Bettendorf für die Jahre 2007-2009 (o berechnete Werte)

Die Belastung der Sauer mit Nährstoffen im betrachteten Abschnitt kann nach den von der LAWA (Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser) festgesetzten Werten für die chemischen Gewässergüteklasse als deutlich bis hoch belastet eingestuft werden (siehe Tabelle 3.2).

Tabelle 3.2: Festlegung der Gewässergüteklassen nach LAWA für Nährstoffe

Gewässergüte	sehr geringe Belastung	mäßige Belastung	deutliche Belastung	hohe Belastung	sehr hohe Belastung
Parameter	I	II	III	IV	V
NH <sub>4</sub> -N	≤ 0,10	≤ 0,03	≤ 0,60	≤ 1,20	> 1,20
NO <sub>2</sub> -N	≤ 0,05	≤ 0,10	≤ 0,20	≤ 0,40	> 0,40
NO <sub>3</sub> -N	≤ 0,15	≤ 2,50	≤ 5,00	≤ 10,0	> 10,0
Nges	≤ 0,15	≤ 3,00	≤ 6,00	≤ 12,0	> 12,0
Pges	≤ 0,06	≤ 0,15	≤ 0,30	≤ 0,60	> 0,60

### 3.3 Bakteriologische Belastung der Sauer

Für die Beurteilung der bakteriologischen Belastung der Sauer und der Alzette wurden neben den Regelbeprobungen während der Badesaison zusätzlich von Januar bis Juni 2011 alle zwei Wochen Messungen in der Sauer durchgeführt. In Bild 3.10 sind die gemessenen Konzentrationen für *Escherichia coli* (*E. coli*) und Intestinale Enterokokken (entspricht Fäkalstreptokokken, im Folgenden als Enterokokken bezeichnet) dem Grenzwert der Badegewässerrichtlinie für eine ausreichende Qualität dargestellt. Der 90 %-Perzentil-Wert liegt sowohl für *E. coli* als auch für Intestinale Enterokokken über dem Grenzwert der Badegewässerrichtlinie für eine ausreichende Qualität (siehe Tabelle 3.3). Der obere Abschnitt im Untersuchungsgebiet zwischen Michelau und Erpeldange ist relativ gering belastet. Durch den Zufluss der Alzette in die Sauer, zwischen Erpeldange und Ettelbrück, ist ein deutlicher Anstieg der Konzentrationen in der Sauer zu erkennen. In Bild 3.11 und Bild 3.12 sind die Verläufe der E-Coli- als auch der Intestinalen Enterokokkenkonzentration im Verlauf der Sauer zwischen Michelau und Bettendorf für die einzelnen Probenahmetage dargestellt. Auch hier ist an den einzelnen Tagen der Anstieg der Konzentration im Verlauf der Sauer zu erkennen. Die Konzentration in der Alzette ist deutlich höher als in Erpeldange. Weiterhin ist eine deutlich höhere Konzentration in den Wintermonaten und niedrige Konzentrationen im April bei geringen Niederschlägen zu verzeichnen. Starkregenereignisse wie am 31.5.2011 führen zu einem Anstieg der bakteriologischen Belastung. In Bild 3.13 und Bild 3.14 ist der zeitliche Verlauf der Frachten für *E. coli* und Intestinale Enterokokken im Vergleich zur Abflussmenge der Sauer dargestellt. Eine Korrelation aus den Daten kann nicht abgeleitet werden (siehe im Anhang Bild 11.3 und Bild 11.4).

Tabelle 3.3: : Grenzwerte der Badegewässerrichtlinie für Binnengewässer

Parameter	Einheit	Ausgezeichnete Qualität	Gute Qualität	Ausreichende Qualität
<i>Escherichia coli</i>	[KBE/100 ml]	200*	400*	330**
Intestinale Enterokokken	[KBE/100 ml]	500*	1.000*	900**

\*Auf der Grundlage einer 95-Perzentil-Bewertung

\*\*Auf der Grundlage einer 90-Perzentil-Bewertung

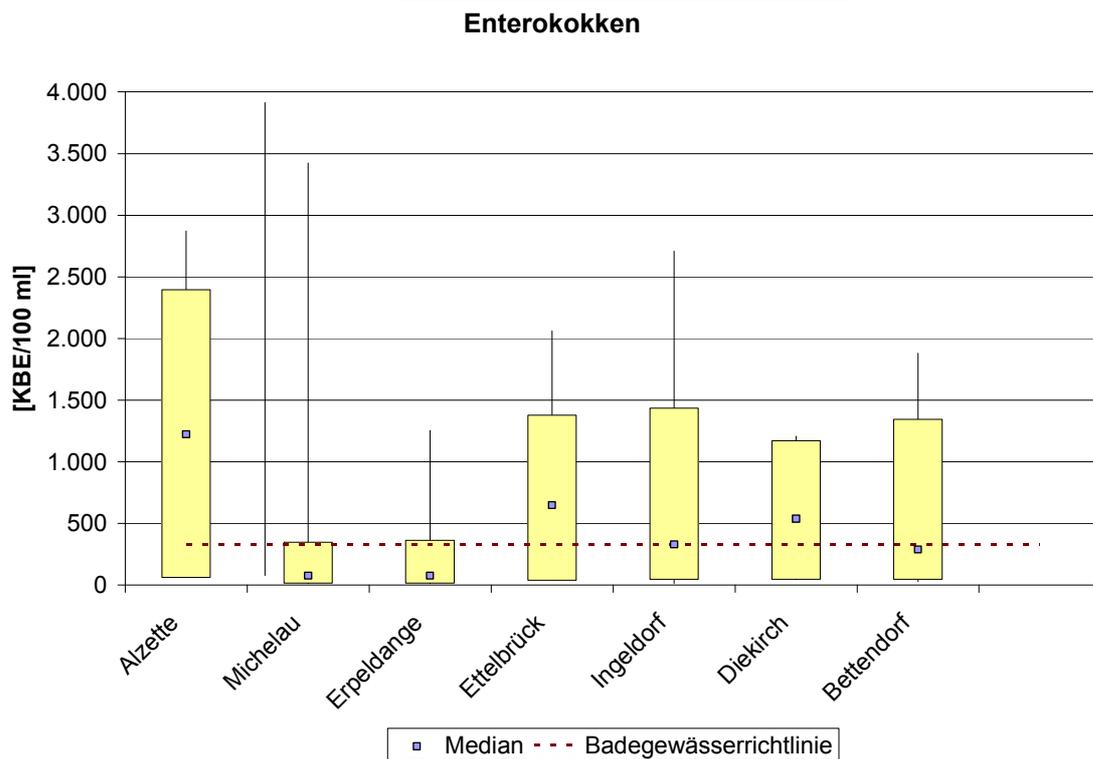
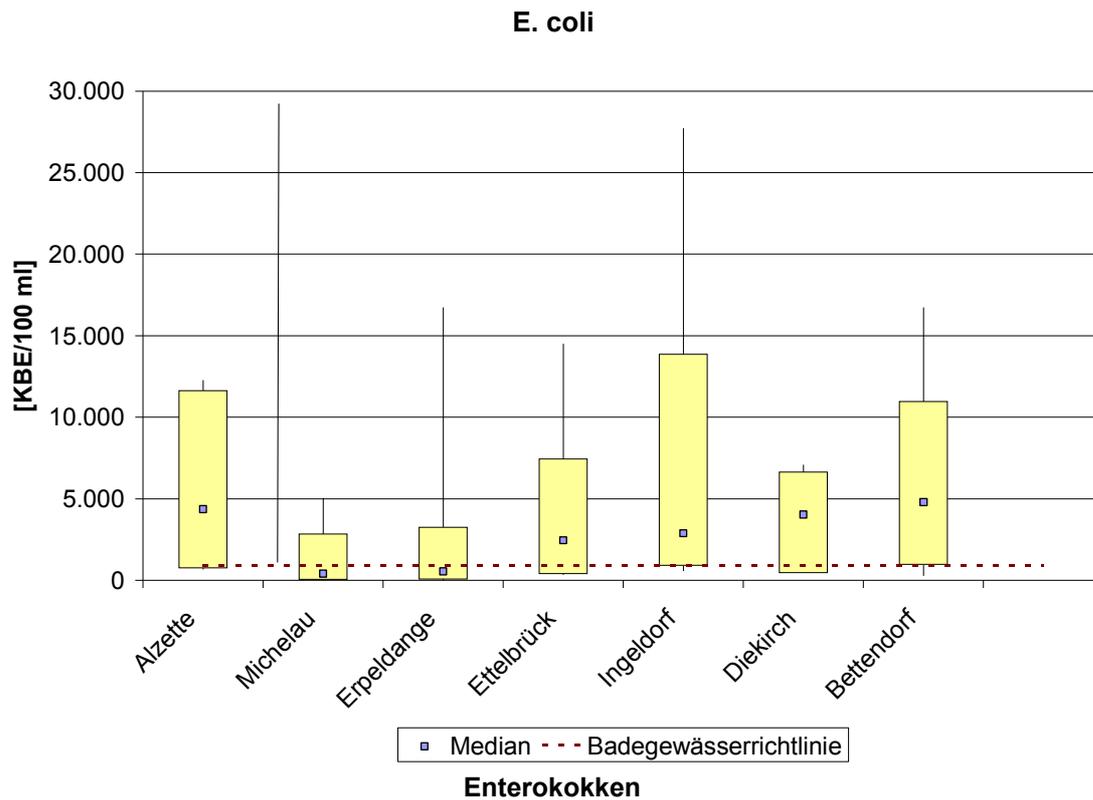


Bild 3.10: E. coli und Intestinale Enterokokken Konzentration in der Sauer und der Alzette mit Angabe des Medians, 10 und 90 %-Perzentil-Wert, Min-Max-Wert und dem Grenzwert der Badegewässerrichtlinie für eine ausreichende Qualität für den Zeitraum 2006-2011 (Konzentration in Ettelbrück berechnet aus Messung Alzette und Messung Erpeldange)

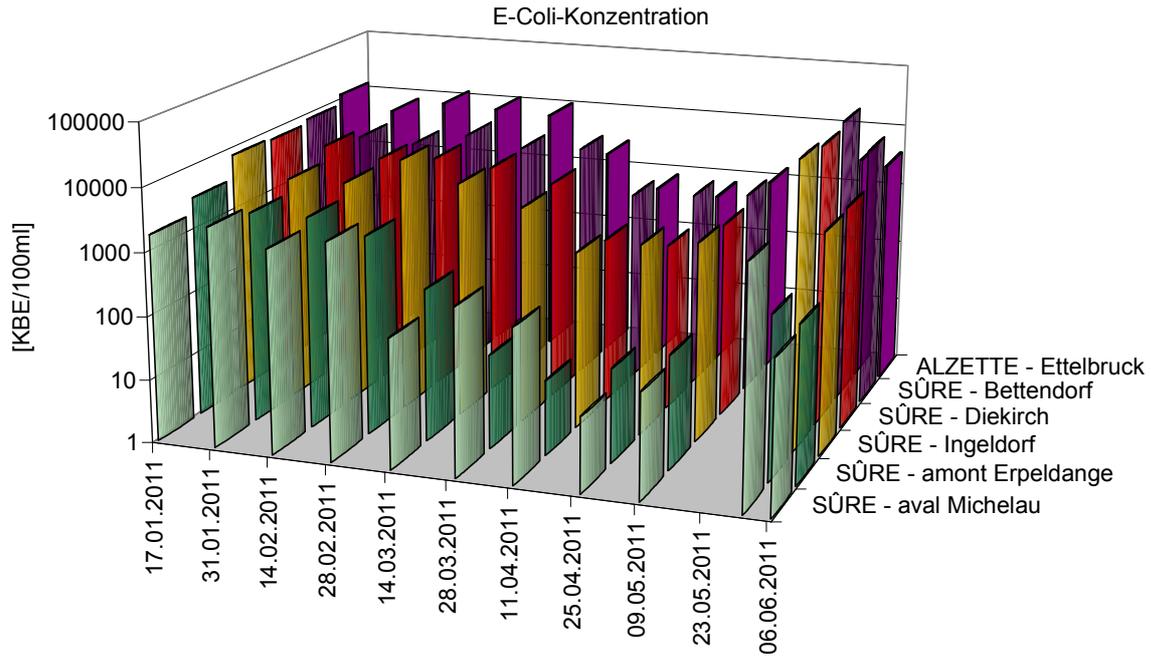


Bild 3.11: E. coli-Konzentration im Längsschnitt der Sauer zwischen Michelau und Bettendorf

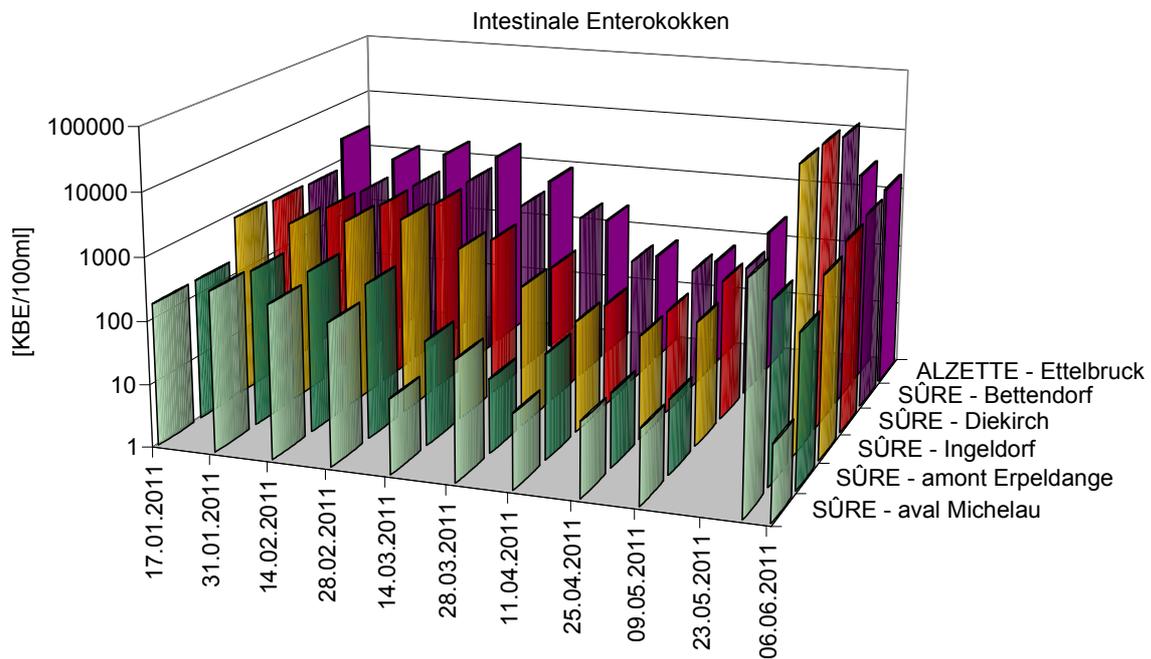


Bild 3.12: Intestinale Enterokokken Konzentration im Längsverlauf der Sauer zwischen Michelau und Bettendorf

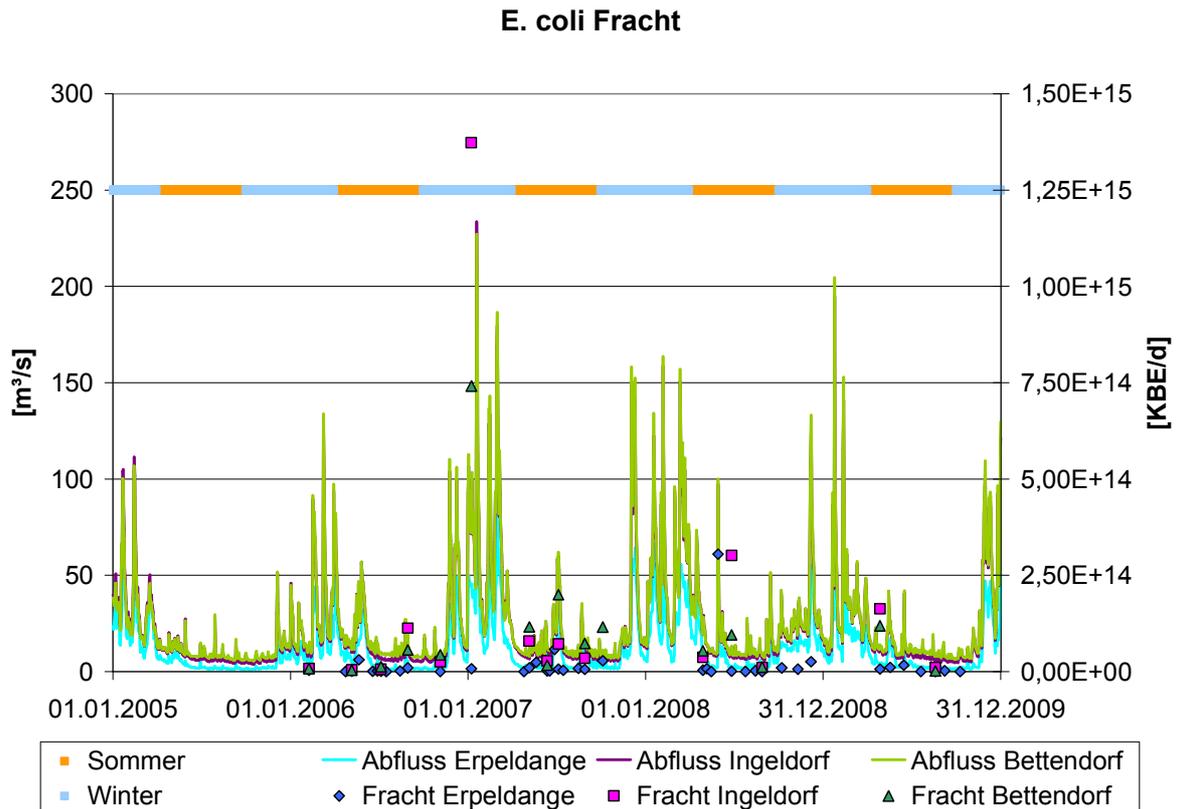


Bild 3.13: E. coli Fracht in Abhängigkeit vom Abfluss

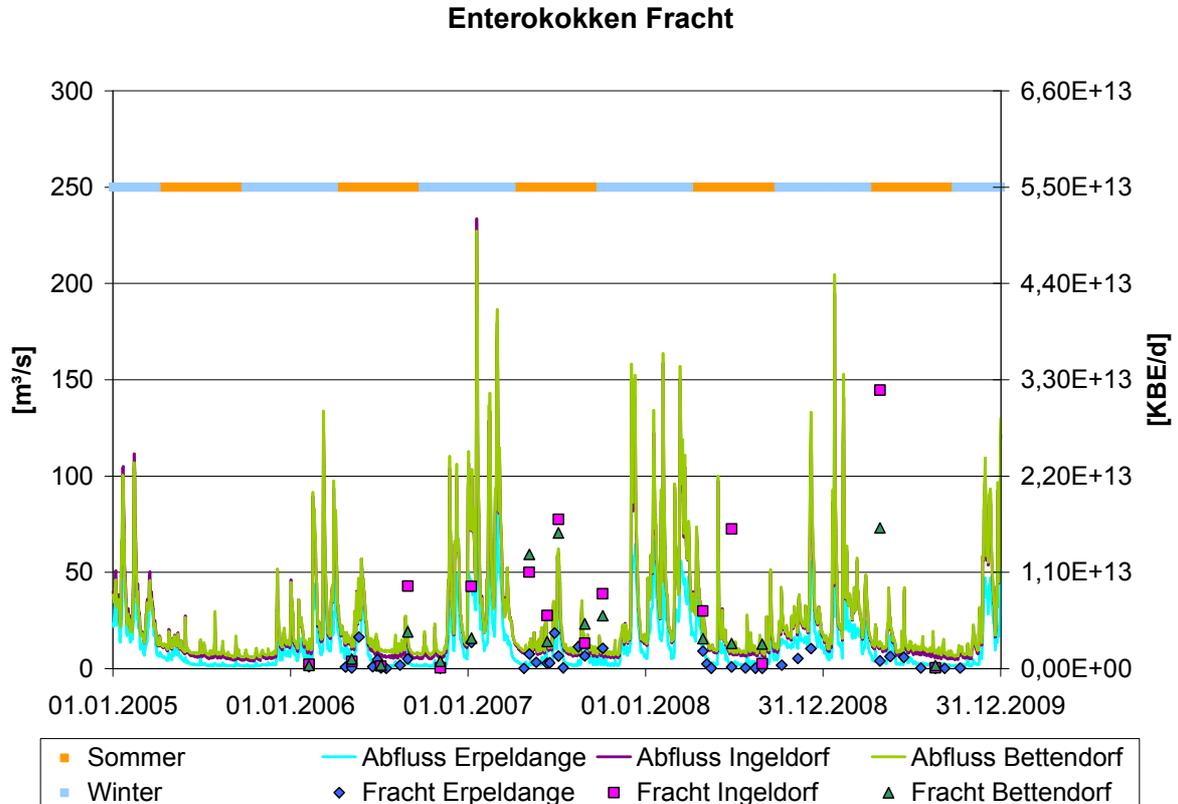


Bild 3.14: Intestinale Enterokokken Fracht in Abhängigkeit vom Abfluss

## 4. Belastung aus Kläranlagen

### 4.1 Aktueller Stand der Abwasserreinigung

Im Einzugsgebiet der Sauer im Bereich der Nordstadt mit ihren 6 Kerngemeinden Bettendorf, Colmar-Berg, Diekirch, Erpeldange, Ettelbrück und Schieren erfolgt die Reinigung der Abwässer überwiegend in kommunalen Kläranlagen. Der Großteil der Bevölkerung im betrachteten Untersuchungsgebiet ist an die Kläranlage Bleesbrück angeschlossen. Bei der Anlage handelt es sich um eine AB-Anlage, die in den 60er Jahren für 60.000 Einwohner und Einwohnergleichwerte (E+EGW) auf das Reinigungsziel der Kohlenstoffelimination ausgebaut wurde. Derzeit sind rund 100.000 EW an die teilweise ertüchtigte Anlage angeschlossen. Eine Auflistung der Anlagen mit Angaben zu den angeschlossenen Einwohnerwerten und Reinigungsverfahren findet sich in der Tabelle 4.1.

Tabelle 4.1: Kläranlagen mit zugehörigem Reinigungsverfahren und angeschlossenen Einwohnerwerten (EW)

<b>Kläranlage</b>	<b>Reinigungsverfahren</b>	<b>angeschlossene EW*</b>
Bissen <sup>1</sup>	biologisch	2.553
Bleesbrück <sup>1</sup>	biologisch	91.020
Goodyear <sup>2</sup>	biologisch	1.638
Gralingen <sup>2</sup>	mechanisch	191
Hoscheid <sup>2</sup>	mechanisch	515
Hoscheid-Dickt <sup>2</sup>	biologisch	235
Landscheid <sup>2</sup>	mechanisch	107
Longsdorf <sup>2</sup>	mechanisch	85
Merscheid <sup>2</sup>	mechanisch	155
Michelau <sup>1</sup>	biologisch	2.661
Nachtmanderscheid <sup>2</sup>	mechanisch	87
Roost <sup>2</sup>	mechanisch	214 (in 2008 umgebaut)
Stegen	biologisch	800
Weiler <sup>2</sup>	mechanisch	189

<sup>1</sup>Auswertung Betriebstagebücher

<sup>2</sup>Angaben durch SIDEN

\*bezogen auf die BSB<sub>5</sub>-Fracht

Wie aus der Tabelle 4.1 und Bild 4.1 hervorgeht, spielen die kleineren Kläranlagen mit der rein mechanischen Reinigung hinsichtlich der angeschlossenen Einwohnerwerte eine untergeordnete Rolle. Eine detailliertere Betrachtung der Emissionen erfolgt in Kapitel 4.3.

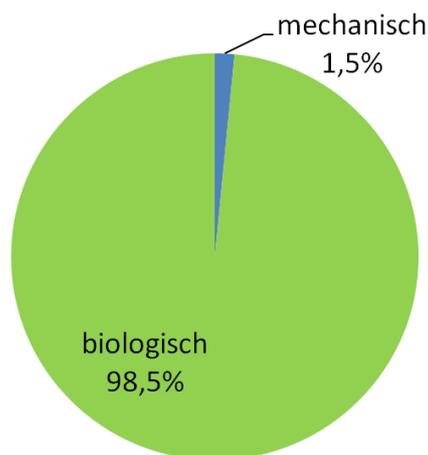


Bild 4.1: Verteilung der angeschlossenen EW auf biologische und mechanische Anlagen

#### 4.2 Geplante Maßnahmen zur Abwasserbehandlung

Die Kläranlage Bleesbrück soll nach dem Ausbaukonzept des SIDEN als Belebtschlammanlage mit anaerober Schlammstabilisierung mit einer Kapazität von 130.000 EW erweitert werden. Weiterhin ist geplant, die Kläranlagen mit einer rein mechanischen Abwasserbehandlung aufzugeben und stattdessen das Abwasser aus diesen Gebieten zukünftig (vor Ort) in einer neuen Anlage biologisch zu behandeln oder zentral der Kläranlage Bleesbrück zuzuführen. Somit werden zukünftig die Frachten aus dem kompletten Einzugsgebiet einer biologischen Behandlung unterzogen. Die geplanten Einzelmaßnahmen sind nachfolgend tabellarisch dargestellt:

Tabelle 4.2: geplante Maßnahmen

<b>Kläranlage</b>	<b>Änderung</b>
Bissen	Anschluss an KA Bleesbrück
Bleesbrück	Erweiterung / Ausbau
Gralingen	Neubau biolog. Reinigung (zusammen mit Hoscheid und Merscheid)
Hoscheid	Neubau biolog. Reinigung (zusammen mit Gralingen und Merscheid)
Landscheid	Anschluss an KA Bleesbrück
Longsdorf	Anschluss an KA Bleesbrück
Merscheid	Neubau biolog. Reinigung (zusammen mit Gralingen und Hoscheid)
Nachtmanderscheid	Neubau biolog. Reinigung
Roost	Anschluss an KA Bleesbrück
Weiler	Neubau biolog. Reinigung
Luxlait	Direkteinleitung der biologischen Industriekläranlage mit Redundanzanschluss an KA Bleesbrück

## 4.3 Abschätzung der Belastung aus Kläranlagen

### 4.3.1 Gewählte Methodik

Bei der Abschätzung der Belastungen aus kontinuierlichen punktförmigen Quellen im Ist-Zustand werden die Belastungen aus den Kläranlagen berücksichtigt. Hierbei wird wie folgt vorgegangen:

- Zur Ermittlung der **Emissionen aus der Kläranlage Bleesbrück** wird zwischen der Trockenwetter- und der Mischwasserbelastung unterschieden. Im Trockenwetterfall wird aus den angeschlossenen EW eine Zulauffracht sowie –konzentration ermittelt, mit der die Kläranlage beschickt wird. Unter Ansetzung eines Wirkungsgrades (getrennt für Trocken- und Regenwetter) werden die resultierenden Ablauffrachten und Konzentrationen ermittelt.
- Die **Belastungen aus den Gemeinden**, in denen z.Zt. noch eine mechanische Kläranlage vorhanden ist, werden für den Ist-Zustand analog den Emissionen der Kläranlage Bleesbrück ermittelt. Die separaten Emissionen aus den Gemeinden, die im Ausbauzustand an die Kläranlage Bleesbrück angeschlossen sind, entfallen, da dort die anfallenden Frachten zentral behandelt werden
- Neben der Betrachtung für den **Trocken- und Regenwetterfall** werden die **Emissionen** aus den Kläranlagen im **Sommer- bzw. Winterbetrieb** betrachtet.
- Die **Belastungen der Sauer** vor und nach der Kläranlage Bleesbrück wurden im Ist-Zustand durch Messungen an verschiedenen Messpunkten bestimmt. Die Fracht als Vorbelastung der Sauer errechnet sich dabei aus den gemessenen Konzentrationen und der Durchflussmenge an den entsprechenden Pegeln.

Zur ökologischen Bewertung der Veränderung zwischen dem Ist-Zustand und dem angestrebten Ausbauzustand im betrachteten Einzugsgebiet sind die Eliminationsraten bzw. Wirkungsgrade der einzelnen Abwasserreinigungsanlagen heranzuziehen. Eine Abschätzung der Wirkungsgrade der mechanischen Kläranlagen erfolgte in Abhängigkeit von der Aufenthaltszeit entsprechend dem DWA-Arbeitsblatt A 131 (DWA-A 131, 2000).

Tabelle 4.3: Wirkungsgrade mechanischer Anlagen

<b>Wirkungsgrade</b>	<b>Regenwetter<sup>1</sup></b>	<b>Trockenwetter<sup>2</sup></b>
BSB <sub>5</sub>	17 %	33 %
CSB	17 %	33 %
P <sub>ges</sub>	11 %	11 %
TKN	9 %	9 %
TS	50 %	65 %

1: Annahme Aufenthaltszeiten 0,5 – 1,0 h

2: Annahme Aufenthaltszeiten &gt; 1,5 h

Zur Bestimmung der Eliminationsraten wurden an den Kläranlagen in Bissen, Bleesbrück und Michelau Messungen im Zu- und Ablauf ausgewertet. Für die vorhandenen biologischen Kläranlagen, bei denen keine real gemessenen Werte zur Ermittlung der Eliminationsraten vorlagen, wurden in Absprache mit dem SIDEN die folgenden Wirkungsgrade (siehe Tabelle 4.4) angesetzt.

Die Phosphatentfernung erfolgt in der Anlage Bleesbrück mittels chemischer Fällung. Für diese Anlage wurde die P-Eliminationsrate aus den gemessenen Werten im Zu- bzw. Ablauf ermittelt. Für die anderen Anlagen ergibt sich eine Phosphatentfernung ausschließlich durch die Einbindung in die Biomasse.

Tabelle 4.4: Wirkungsgrade biologische Anlagen

<b>Wirkungsgrade</b>	<b>Regenwetter<sup>1</sup></b>	<b>Trockenwetter<sup>1</sup></b>
BSB <sub>5</sub>	85 %	90 %
CSB	70 %	75 %
P <sub>ges</sub>	15 %	25 %
TKN	20 %	20 %
TS	70 %	80 %

1: (Hansen/Schmitt, 1995): Umsetzung kostenminimaler Lösungsstrategien zur Nährstoffeliminaton in kommunalen Kläranlagen

Bei der Interpretation der Ergebnisse sind die Unsicherheiten, die sowohl bei der Abschätzung der Frachten und Konzentrationen im IST- als auch im Ausbau-Zustand auftreten, zu berücksichtigen. Aufgrund der nicht immer ausreichenden Datenlage war z.B. keine genauere Ermittlung des Wirkungsgrades der existierenden Anlagen möglich. Aus diesem Grund kann eine absolute Genauigkeit der ermittelten Werte nicht erwartet werden, der Relativvergleich zwischen IST- und Ausbauzustand dürfte jedoch von der Grundaussage her nicht in Frage zu stellen sein.

### 4.3.2 Ermittlung der Belastungen im Ist-Zustand

Als Grundlage der Emissionsbetrachtung für die Nährstoffe wurden die gemessenen Ablaufwerte der drei größeren Kläranlagen (Bissen, Bleesbrück und Michelau) aus den Jahren 2007 und 2009 herangezogen. Diese gehen als Mittelwert in die Berechnungen ein. Zur Ermittlung der Frachten wurden ebenfalls die durchschnittlichen Zuflussmengen zu den einzelnen Kläranlagen herangezogen. Bei den kleineren Kläranlagen, wo wenige Einzelmessungen vorliegen, wurden die gesetzlich festgelegten Frachten pro Einwohnerwert (nach Réglement Grand-Ducal) im Zulauf mit den Wirkungsgraden aus Tabelle 4.4 berücksichtigt. Die sich hieraus ergebenden Ablauffrachten wurden für die weiteren Auswertungen zugrunde gelegt.

### Nährstofffrachten

Die errechneten Gesamtablauffrachten für die einzelnen Nährstoffe sind in Tabelle 4.5 aufgeführt und werden in den nachfolgenden Grafiken dargestellt.

Tabelle 4.5: Nährstofffrachten aus den Punktquellen

<b>Kläranlage</b>	<b>CSB</b> [Mg/a]	<b><math>N_{gesamt}</math></b> [Mg/a]	<b><math>P_{gesamt}</math></b> [Mg/a]
Bissen	19,39	5,00	0,57
Bleesbrück	268,79	110,85	10,97
Michelau	20,50	6,96	1,01
Goodyear	19,73	5,74	0,86
andere	63,15	9,78	1,45

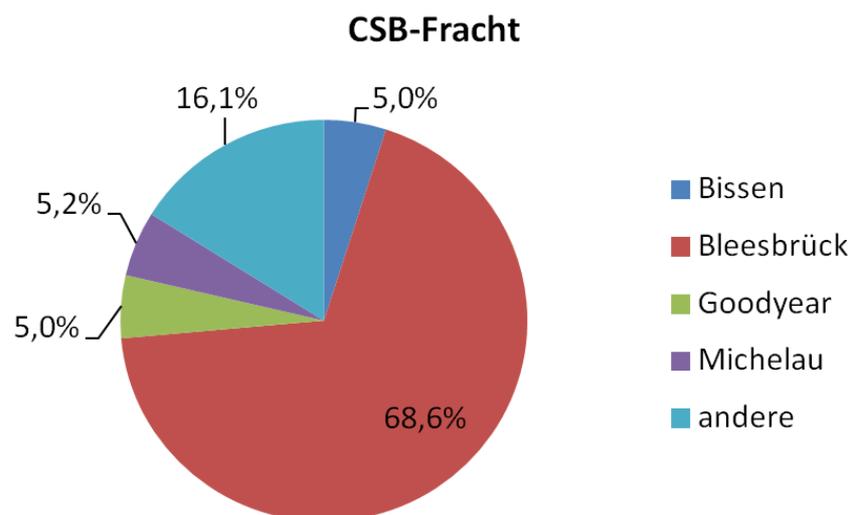


Bild 4.2: Aufteilung der organischen Nährstofffracht (CSB)

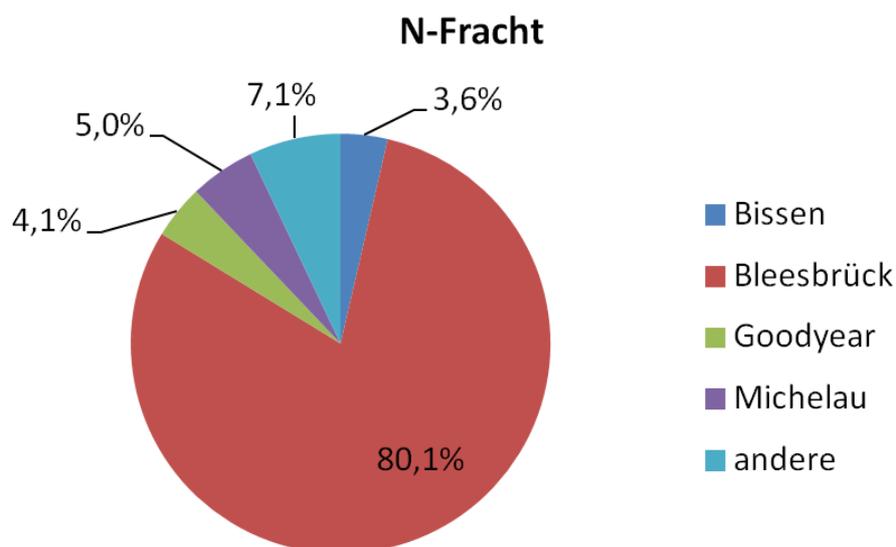


Bild 4.3: Aufteilung der Stickstofffracht

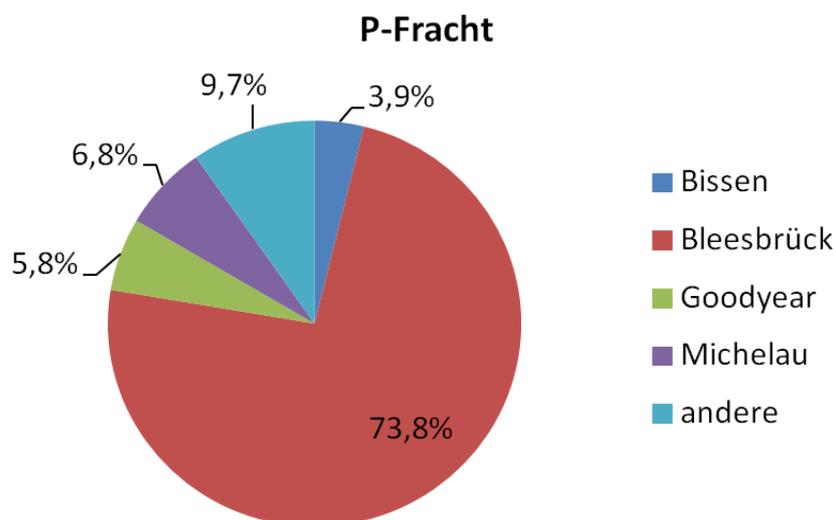


Bild 4.4: Aufteilung der Phosphorfracht

Die Emissionen der Kläranlage Bleesbrück haben den größten Anteil an den Gesamtemissionen. Die Kläranlage Bleesbrück weist im Jahresmittel nur eine Gesamtstickstoffelimination (= Ammoniumoxidation plus Nitratreduktion) von 11 % und von Phosphor von 55 % auf. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass aufgrund der nur unzureichenden Nitrifikation ein Großteil des Stickstoffs im Ablauf der Kläranlage Bleesbrück als Ammonium vorliegt. Eine detailliertere Betrachtung der einzelnen Frachten, besonders der Stickstofffracht unterteilt in  $N_{\text{ges}}$ - und  $NH_4$ -N-Fracht, bei Trocken- und Regenwetter bzw. für den Sommer- und Winterbetrieb erfolgt im Anhang 1 und Anhang 2.

Die Emissionen der Punktquellen aus Kläranlagen innerhalb des Trockenwetter-Regenwetter-Vergleichs sind in Bild 4.5 und Bild 4.6 dargestellt. Dabei wurde insbesondere der Anteil des Ammoniums an der Gesamtstickstoff-Ablauffracht für die Kläranlagen Bissen, Bleesbrück und Michelau betrachtet, da Ammonium als Zehrstoff im Vorfluter eine besondere Bedeutung zukommt. Bild 4.7 zeigt beispielhaft am Beispiel der Kläranlage Bleesbrück für das Jahr 2009 den Jahrgang der Emissionen.

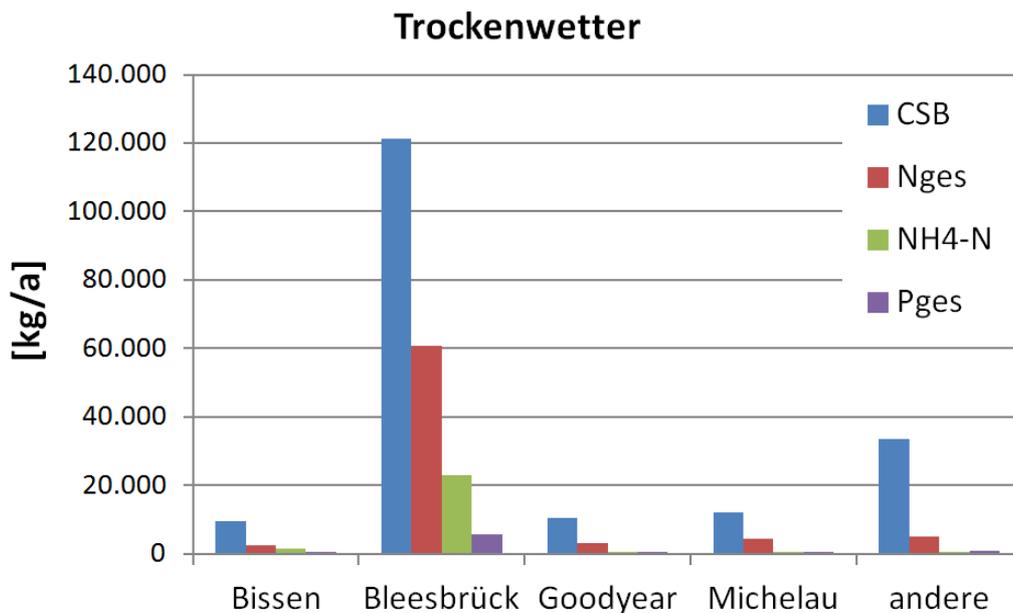


Bild 4.5: Verteilung der Jahresemissionen im Trockenwetterfall

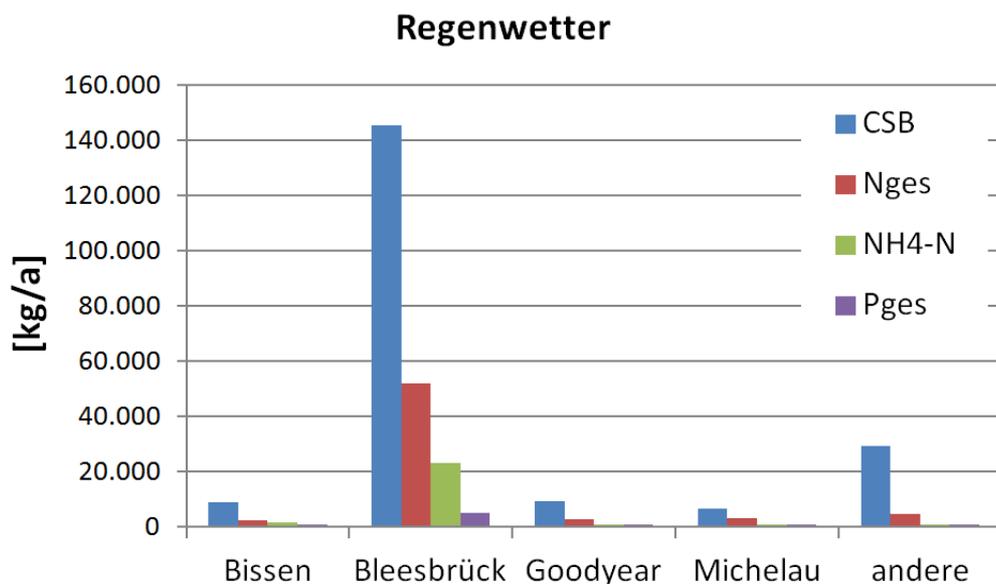


Bild 4.6: Verteilung der Jahresemissionen im Regenwetterfall

Die Auswertungen zeigen, dass der durchschnittliche  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteil an der  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Fracht im Ablauf von knapp 27% während der Trockenwetterphase auf ca. 30% während der Regenwetterphase steigt (Maximum bei der KA Bissen 61% während der Trockenwetterphase und bei 65% während der Regenwetterphase). Der relativ hohe Prozentsatz des  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteils ist ein Indiz für eine Überlastung der Kläranlagen. Durch den Ausbau der KA Bleesbrück und den Anschluss des Einzugsgebietes der KA Bissen ist eine signifikante Abnahme der  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablauffracht zu erwarten.

Die Auswertung zu den Emissionen während des Sommer- bzw. Winterbetriebes wurde nur für die Kläranlagen Bissen, Bleesbrück und Michelau durchgeführt, da für diese Anlagen die Betriebstagebücher vorlagen.

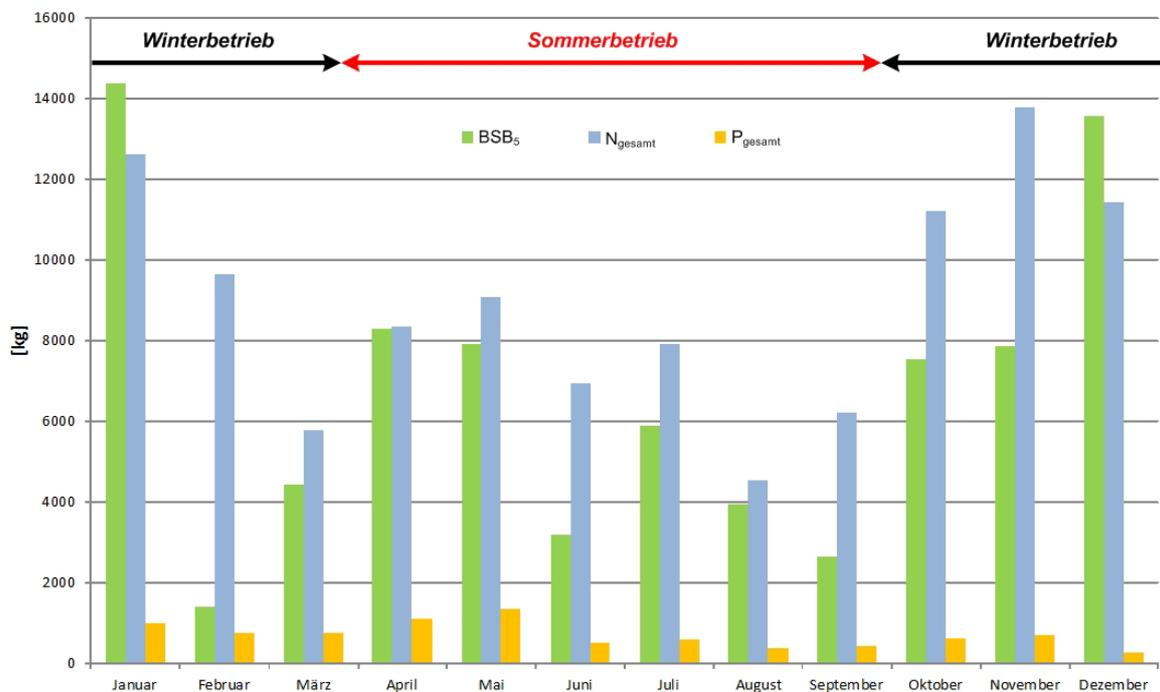


Bild 4.7: Jahrgang 2009 der Emissionen aus der KA Bleesbrück

Wie zu erwarten ist, sind die Emissionen im Winterhalbjahr höher als im Sommer. Um eine differenziertere Betrachtung der Emissionen der drei untersuchten Kläranlagen zu erhalten, sind in den beiden folgenden Abbildungen Bild 4.8 und Bild 4.9 die mittleren Tagesfrachten für die 183 Tage des Sommer- bzw. 182 Tage des Winterhalbjahres bilanziert.

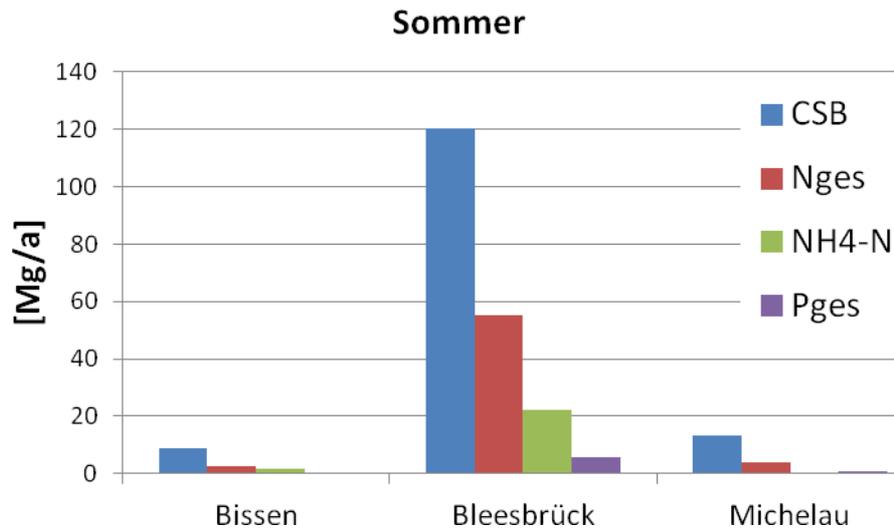


Bild 4.8: Verteilung der Emissionen im Sommer (01.04. bis 30.09.)

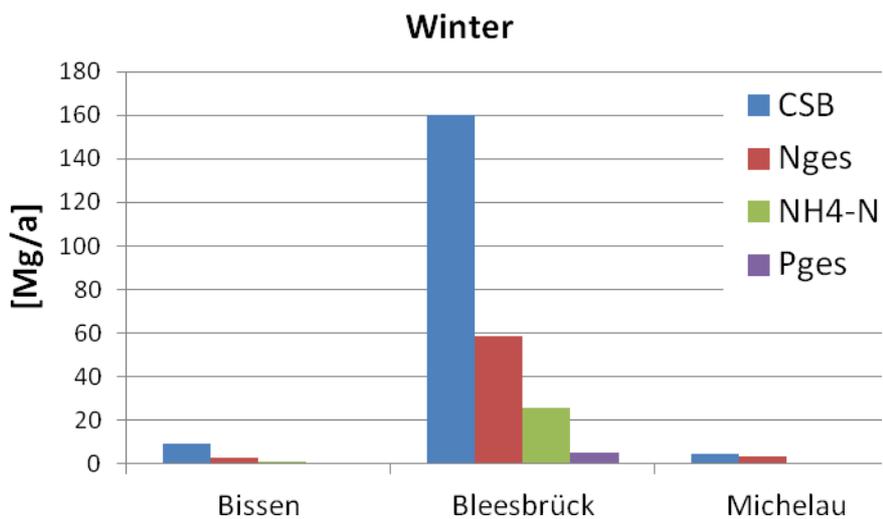


Bild 4.9: Verteilung der Emissionen im Winter (01.04. bis 30.09.)

Auch hier zeigt sich eine Dominanz der Emissionen aus der KA Bleesbrück. Auffallend ist, dass die Emissionen aus der KA Michelau im Winterhalbjahr geringer sind als im Sommer. Dies erklärt sich durch die stärkere Auslastung der Anlage während des Sommerzeitraums, da sich in der unmittelbaren Umgebung von Michelau zwei Camping-Plätze befinden, die ihr Abwasser über die KA Michelau entsorgen.

**Mikrobielle Belastungen**

In Tabelle 4.6 und Tabelle 4.7 sind Literaturwerte der mikrobiellen Leitparameter im Kläranlagenzu- bzw. -ablauf aufgelistet. Die Konzentrationen für die mikrobielle Belastung im Zulauf der Kläranlage liegen zwischen  $10^5$  –  $10^8$  koloniebildenden Einheiten (KBE) pro 100 ml bei E. coli und zwischen  $10^5$  –  $10^6$  KBE/100 ml für intestinale Enterokokken (Fäkalstreptokokken). Die Reduktionsleistung der biologischen Kläranlagen wird mit 2 bis 4 log-Stufen angegeben (MUNLV, 2009). Die Ablaufwerte liegen zwischen  $10^2$  –  $10^6$  KBE/100 ml bei E. coli und zwischen  $10^2$  –  $10^5$  KBE/100 ml für intestinale Enterokokken.

Für die Ermittlung der Ablaufrachten der biologischen Kläranlagen werden im folgenden Werte von  $4,0 \cdot 10^4$  KBE/100 ml für E. coli und  $1,0 \cdot 10^4$  KBE/100 ml für intestinale Enterokokken angesetzt. Da die Reinigungsleistung bei mechanischen Kläranlagen i.d.R. schlechter ist, wurde die mikrobielle Eliminationsrate nur um 1 Log-Stufe vom Mittelwert des Kläranlagenzulaufs reduziert. So ergeben sich für die mechanischen Kläranlagen Ablaufwerte bei E. coli von  $6,8 \cdot 10^5$  KBE/100 ml und bei den intestinalen Enterokokken von  $1,2 \cdot 10^5$  KBE/100 ml.

Tabelle 4.6: Literaturdaten der Zulauf- bzw. Ablaufwerte für E. coli

	<b>Zulauf Kläranlage</b>			<b>Ablauf Kläranlage</b>		
	[KBE / 100 ml]			[KBE / 100 ml]		
	min	max	Median	min	max	Median
Waldhoff, 2008	$5,6 \cdot 10^5$	$3,3 \cdot 10^6$	$1,7 \cdot 10^6$			
Güde, 2002	$1,0 \cdot 10^6$	$1,0 \cdot 10^8$	$2,8 \cdot 10^7$	$1,0 \cdot 10^3$	$1,0 \cdot 10^5$	$1,3 \cdot 10^4$
MUNLV, 2009	$4,0 \cdot 10^5$	$9,0 \cdot 10^8$	$1,1 \cdot 10^6$	$1,0 \cdot 10^2$	$1,0 \cdot 10^6$	$1,1 \cdot 10^4$
DWA-A 205, 1998	$5,4 \cdot 10^5$	$7,8 \cdot 10^7$	$1,0 \cdot 10^6$	$4,6 \cdot 10^4$	$5,3 \cdot 10^5$	$4,9 \cdot 10^4$
Popp, 2005				$1,5 \cdot 10^4$	$9,0 \cdot 10^4$	$6,0 \cdot 10^4$
IWB, 2006			$2,4 \cdot 10^6$			$2,3 \cdot 10^4$
Grottker, 2008				$2,4 \cdot 10^5$	$1,0 \cdot 10^6$	
Ruhrverband, 2008				$2,1 \cdot 10^3$	$3,5 \cdot 10^5$	$7,0 \cdot 10^4$

Tabelle 4.7: Literaturdaten der Zulauf- bzw. Ablaufwerte für intestinale Enterokokken

	<b>Zulauf Kläranlage</b>			<b>Ablauf Kläranlage</b>		
	[KBE / 100 ml]			[KBE / 100 ml]		
	min	max	Median	min	max	Median
Waldhoff, 2008	$1,0 \cdot 10^6$	$4,0 \cdot 10^6$				
MUNLV, 2009			$2,2 \cdot 10^5$			
Popp, 2005				$5,5 \cdot 10^3$	$2,5 \cdot 10^4$	$1,3 \cdot 10^4$
IWB, 2006			$2,1 \cdot 10^6$			$4,3 \cdot 10^3$
Grottker, 2008				$4,7 \cdot 10^4$	$1,5 \cdot 10^5$	
Ruhrverband, 2008				$4,8 \cdot 10^2$	$4,5 \cdot 10^4$	$5,4 \cdot 10^3$

Um die regionalen Gegebenheiten genauer abbilden zu können, wurden zusätzlich im Frühjahr 2011 verschiedene Messpunkte im Flusslauf der Sauer sowie der Kläranlagenablauf in Bleesbrück beprobt. Als bakteriologische Leitparameter wurden hier auch E.coli und intestinale Enterokokken untersucht. Die Ergebnisse der Untersuchungen des Kläranlagenablaufs sind in Tabelle 4.8 aufgeführt.

Tabelle 4.8: Mikrobielle Belastung des Kläranlagenablaufs Bleesbrück

<b>Datum</b>	<b><i>E. coli</i></b> [KBE/100 ml]	<b>intestinale Enterokokken</b> [KBE/100 ml]	<b>Kläranlagenablauf</b> [m <sup>3</sup> /d]
14.02.2011	33.422	8.308	14.036
28.02.2011	44.551	11.562	12.917
14.03.2011	145.896	79.534	11.742
29.03.2011	565.498	67.049	10.784
11.04.2011	20.703	4.242	10.434
26.04.2011	45.229	7.629	10.722
09.05.2011	9.826	3.543	10.446
31.05.2011	68.742	39.249	15.940
06.06.2011	82.836	21.683	16.745
04.07.2011	74.053	7.313	7.950
18.07.2011	11.160	1.351	10.357

Wie in der Tabelle zu ersehen ist, sind die Werte am 29.03. bzw. am 09.05. abweichend von den durchschnittlichen Werten im Betrachtungszeitraum. Sie bilden die Extrema und werden bei der Frachtermittlung nicht berücksichtigt.

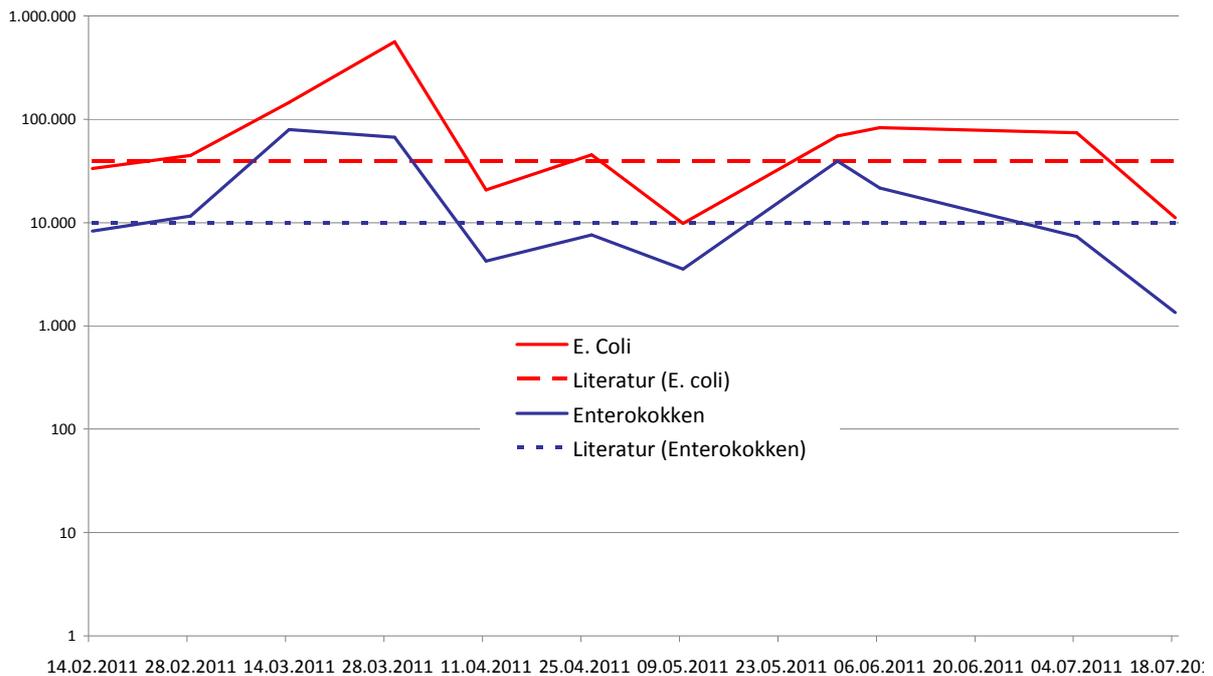


Bild 4.10: Mikrobielle Belastung des Kläranlagenablaufs Bleesbrück

Die mikrobiellen Belastungen im Kläranlagenablauf in Bleesbrück liegen etwas über den Literaturwerten. Im Sommer, gegen Ende des Beprobungszeitraumes nimmt die hydraulische Belastung ab und die Messwerte liegen in der gleichen Größenordnung wie die Literaturwerte. Bei den anderen Kläranlagen im betrachteten Einzugsgebiet wurden keine Messungen der mikrobiellen Belastung der Abläufe durchgeführt. Die Ermittlung der Ablaufracht erfolgt mit dem Durchschnittswert aus der Literatur.

Die sich daraus ergebenden Jahresfrachten der mikrobiellen Belastungen aus den Abläufen der Kläranlagen sind in Bild 4.11 dargestellt. Eine prozentuale Aufteilung der E. coli- bzw. Enterokokken-Frachten auf die einzelnen Kläranlagen ist in Anhang 3 angeführt.

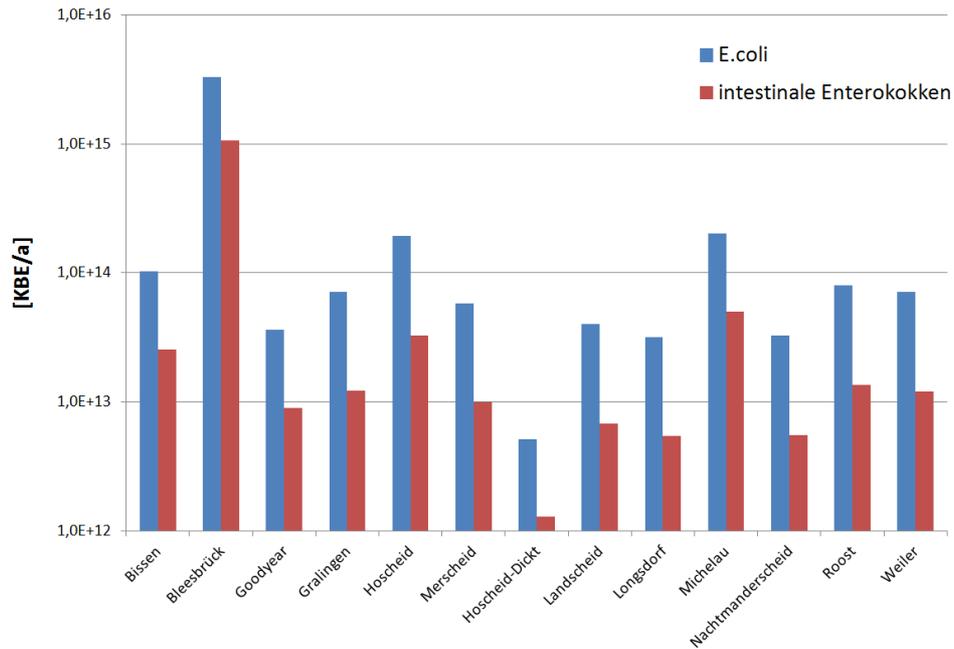


Bild 4.11: Mikrobielle Jahresfrachten der Punktquellen (im Ist-Zustand)

Die mikrobielle Grundbelastung der Sauer wurde im selben Zeitraum 2011 an sechs verschiedenen Stellen vor und nach dem Kläranlagenablauf Bleesbrück gemessen. Die Messstellen lagen in Michelau, Erpeldange, Ettelbrück, Ingeldorf, Diekirch und in Bettendorf. Die einzelnen Messdaten sind im Anhang 3 aufgeführt. Eine Gegenüberstellung der mikrobiellen Belastungen aus dem Kläranlagenablauf mit der mikrobiellen Belastung Vorbelastung der Sauer in Bettendorf zeigen Bild 4.12 und Bild 4.13.

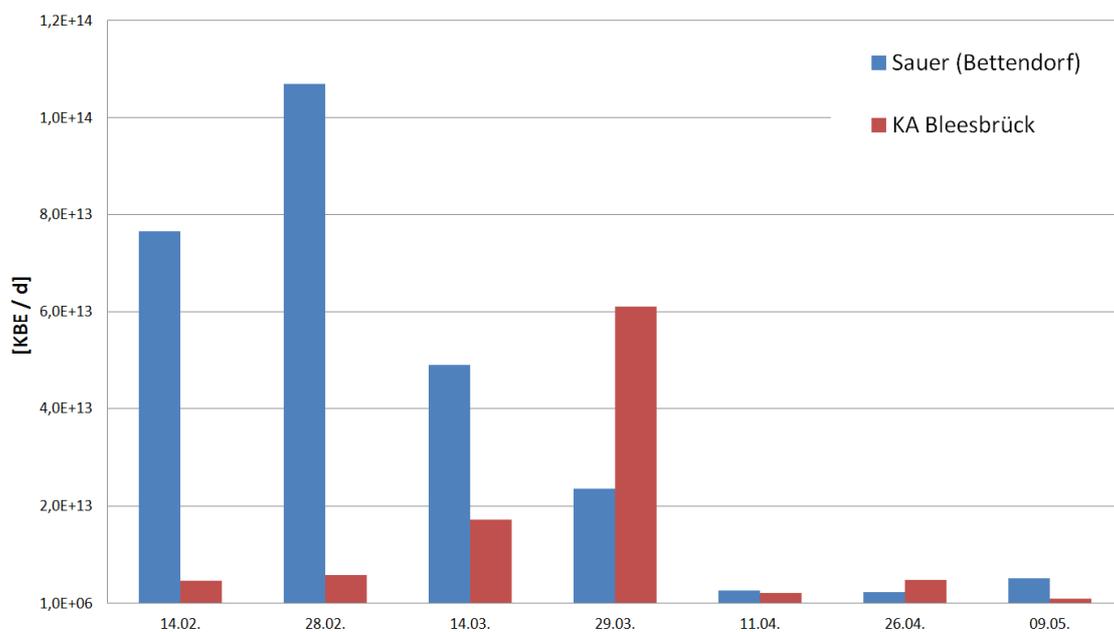


Bild 4.12: mikrobielle Jahresfrachten der Sauer (E.coli)

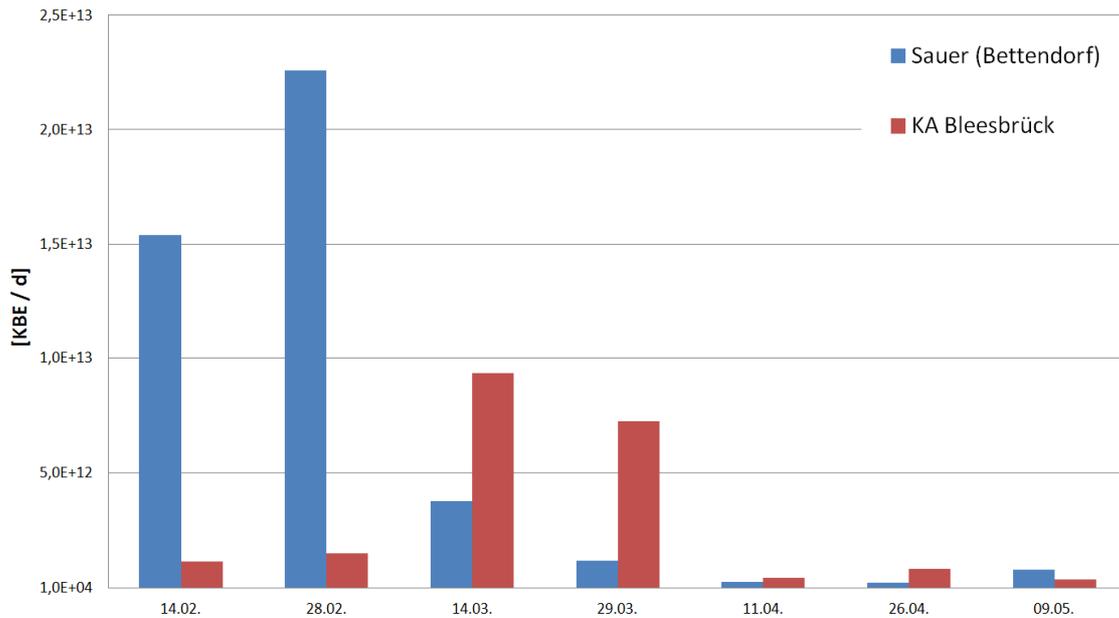


Bild 4.13: mikrobielle Jahresfrachten der Sauer (intestinale Enterokokken)

Die mikrobielle Fracht im Ablauf der Kläranlage liegt in den Sommermonaten in der gleichen Größenordnung wie die Vorbelastung der Sauer. In den Wintermonaten ist die mikrobielle Fracht im Ablauf der Kläranlage im Vergleich zur Vorbelastung gering. Am 14.3 und 29.3 wurde eine sehr hohe bakteriologische Belastung im Ablauf der Kläranlage gemessen, die eventuell nicht repräsentativ sind. Die mittlere mikrobielle Belastung im Verlauf der Sauer wird in Bild 4.14 dargestellt. Im Jahresmittel hat der Ablauf der Kläranlage Blesbrück keinen signifikanten Einfluss auf die mikrobielle Belastung der Sauer.

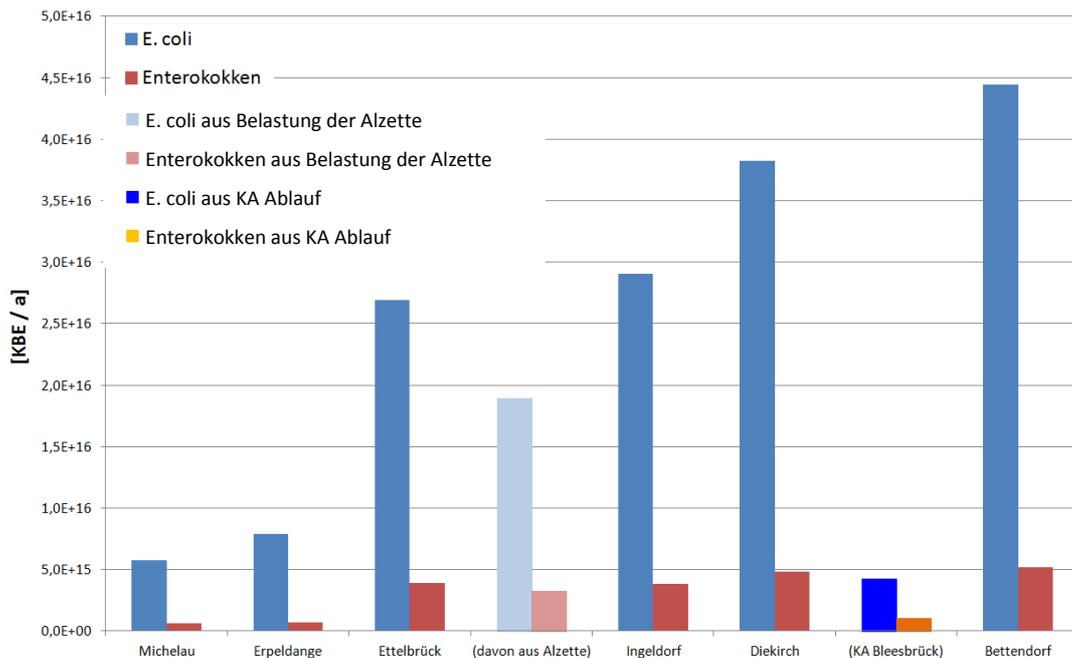


Bild 4.14: mikrobielle Jahresfrachten im Verlauf der Sauer (Mittelwert Messkampagne 2011)

Die wesentlichen Ergebnisse werden nachfolgend noch einmal zusammengefasst:

- Die Nährstoffemissionen der Punktquellen werden durch die Emissionen der KA Bleesbrück dominiert.
- Im Regenwetterfall ist insbesondere mit einer höheren CSB-Emission zu rechnen. Die anderen Nährstoffe bleiben auf annähernd gleichem Niveau.
- Besonderes Augenmerk wurde auf die  $\text{NH}_4\text{-N}$  Emission der drei größeren Kläranlagen des SIDEN gelegt, da Ammonium sich im Vorfluter sauerstoffzehrend auswirkt. Bei den Kläranlagen Bissen und Bleesbrück liegt der Ammoniumanteil an der ablaufenden  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Fracht bei ca. 30 %, bei Regenwetter steigt dieser Anteil sogar noch an.
- In der Betrachtung des Sommer-/Winterbetriebes der Kläranlagen zeigt sich die zu erwartende Tendenz höherer Nährstoffemissionen während des Winterhalbjahres.
- Auch die mikrobiellen Emissionen der Punktquellen werden von der KA Bleesbrück dominiert. Eine Gegenüberstellung der tatsächlich eingeleiteten mikrobiellen Frachten aus dem Anlagenablauf der Kläranlage Bleesbrück und der Vorbelastung der Sauer zeigt, dass die mikrobielle Belastung des Kläranlagenablaufs in den Sommermonaten in der gleichen Größenordnung liegen kann.

### 4.3.3 Ermittlung der Belastung im Ausbauzustand

Gegenüber dem Ist-Zustand sind folgende Änderungen relevant für die Emissionen in die Sauer:

- a) Ausbau der Kanalisation im Einzugsgebiet der Kläranlage Bleesbrück (u.a. Bau mehrerer Entlastungsbauwerke)
- b) Ausbau der Kläranlage Bleesbrück auf 130.000 EW
- c) Anschluss der Einzugsgebiete der Kläranlagen Bissen, Landscheid, Longsdorf, und Roost an die Kanalisation zur Kläranlage Bleesbrück.
- d) Neubau einer biologischen Kläranlage mit Anschluss der Einzugsgebiete Gralingen, Hoscheid; Nachtmanderscheid, Weiler und Merscheid
- e) Direkteinleitung der Abwässer aus der Industriekläranlage Luxlait (statt bisher in das Kanalnetz der KA Bleesbrück).
- f) Ausbau der Kläranlagen in Beringen, Beggen und Hesperange sowie der Anschluss von Bonnevoie an Beggen und der Ausbau des Sammlernetzes der KA Boevange/Attert.

Für die Änderungen a) bis c) im Einzugsgebiet der erweiterten KA Bleesbrück wird ein „Ausbaustand 2013“ ohne Berücksichtigung des prognostizierten Bevölkerungswachstums bis 2036 definiert. Dies erfolgt um die Entwicklung der Emissionen nach dem Ausbau der KA Bleesbrück aufzuzeigen.

Als zeitlicher Prognosehorizont für den Endausbau dient die Studie des Ingenieurbüros Dahlem, Schroeder & Associés zum Kläranlagenausbau als Grundlage für die Betriebsdaten der KA Bleesbrück („Ausbauzustand 2036“). Dabei wird ein jährliches Bevölkerungszuwachs von 1,16 % pro Jahr aufgrund der demografischen Entwicklung angenommen. Weiterhin wird von einer Veränderung hin zu einer „kommunalen“ Abwasserzusammensetzung (Verschiebung C:N-Verhältnis) ausgegangen.

Für die Berechnung der Emissionen der Industriekläranlage Goodyear wird die aktuelle Belastung mit den geforderten Eliminationsraten aus der EU-Richtlinie 91/271/EWG zugrunde gelegt. Basis für die Berechnung der Emissionen aus der Industriekläranlage Luxlait bilden die Angaben aus dem Genehmigungsbescheid vom 20.12.2011.

Neben den nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie geforderten Mindesteliminationsraten werden die zu erwartenden Eliminationsraten in Tabelle 4.9 aufgeführt. Diese Eliminations-

raten sind den Studien Benchmarking Wasserwirtschaft (MUFV Rheinland-Pfalz 2009) und Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in NRW (MUNLV NRW 2008) entnommen.

Tabelle 4.9: Eliminationsraten für die einzelnen Nährstoffe

<b>Nährstoff</b>	<b>Mindest-Eliminationsrate<sup>1</sup> [%]</b>	<b>zu erwartende Eliminationsrate [%]</b>
CSB	90	94,8 <sup>2</sup>
N <sub>gesamt</sub>	75	81,2 <sup>2</sup>
P <sub>gesamt</sub>	80	93 <sup>3</sup>

<sup>1</sup> Mindestanforderung aus EU-Wasserrahmenrichtlinie

<sup>2</sup> Benchmarking Wasserwirtschaft (MUFV Rheinland-Pfalz 2009)

<sup>3</sup> Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in NRW (MUNLV NRW 2008)

### Nährstofffrachten

In Bild 4.15 bis Bild 4.17 ist die Entwicklung der Nährstofffrachten für die Parameter CSB, Stickstoff und Phosphor dargestellt. Mit dem Ausbau der Kläranlage wird zuerst eine deutliche Reduzierung der Emissionen gegenüber dem Ist-Zustand erwartet. Durch den prognostizierten Belastungsanstieg von 90.000 auf 130.000 EW und der Verschiebung der C:N-Verhältnis zu einem kommunalen Abwasser liegen die Emissionen im „Ausbauzustand 2036“ in der gleichen Größenordnung wie beim Ist-Zustand. Die Emissionen im Ausbauzustand 2036 werden mit einer spezifischen Fracht von 120 g CSB/(E\*d), 11 g N/(E\*d), 1,8 g P/(E\*d) und einer Eliminierungsrate nach Tabelle 4.9 berechnet.

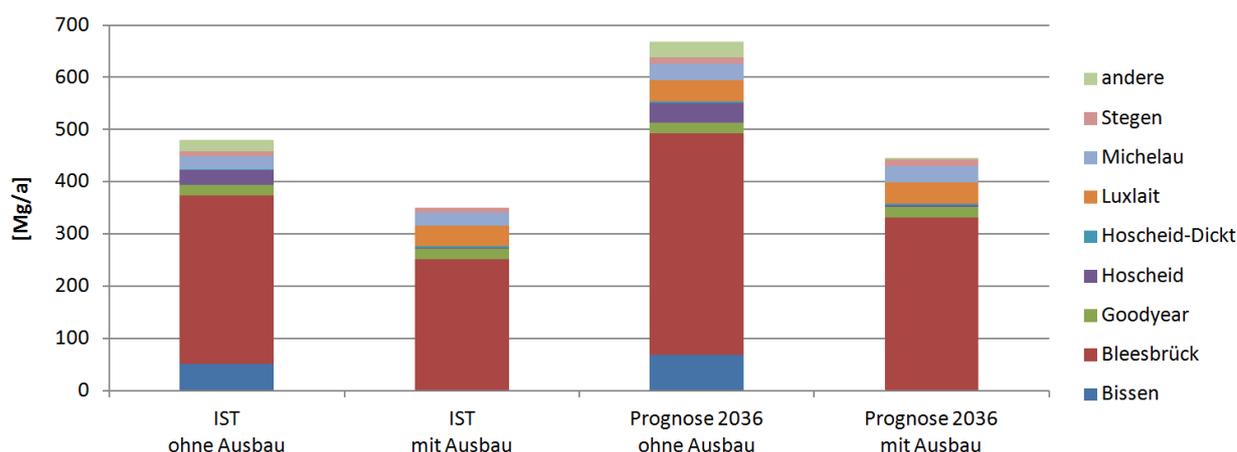


Bild 4.15: Aufteilung der organischen Nährstofffracht (CSB)

Die CSB-Eliminationsrate der KA Bleesbrück liegt bereits im Ist-Zustand bei 93,1 %. Ohne Ausbau der Kläranlage Bleesbrück würden durch den prognostizierten Bevölkerungsanstieg die CSB-Frachten auf 670 Mg/a ansteigen.

Mit dem Ausbau der Kläranlage und Erweiterung der Nachklärung wird eine Verbesserung der Eliminationsrate auf 94,8 % erwartet (siehe Tabelle 4.9). Neben der verbesserten Eliminierungsrate führt der Anschluss der mechanischen Kläranlagen und der Kläranlage Bissen an die Kläranlage Bleesbrück zu einer Reduzierung der organischen Nährstoffemission. Auch der Neubau der biologischen Kläranlage Hoscheid führt zu einer Reduzierung der Emissionen.

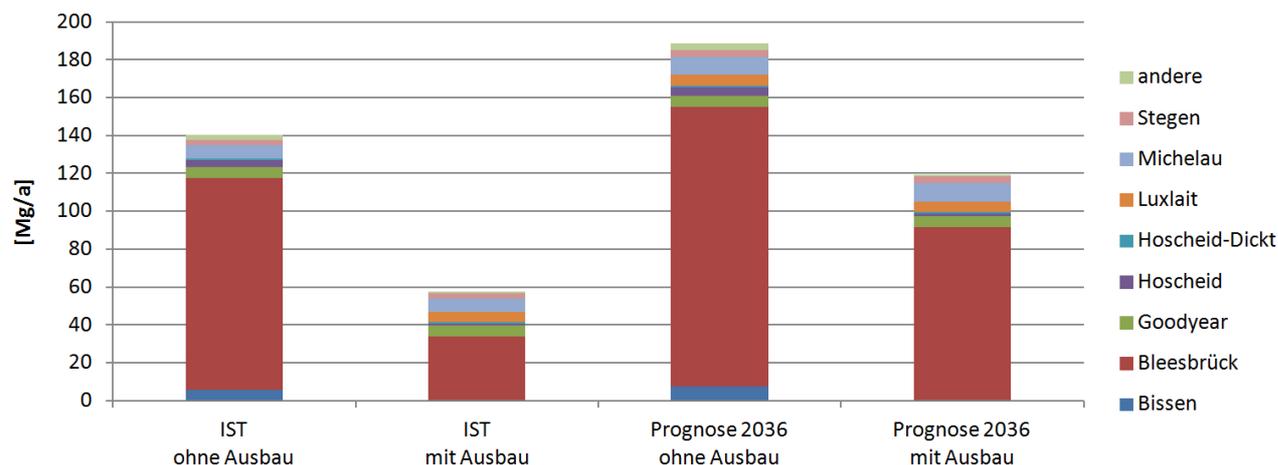


Bild 4.16: Aufteilung der Stickstofffracht ( $N_{ges}$ )

Die Stickstoffemissionen der Kläranlagen liegen im Ist-Zustand bei ca. 140 Mg pro Jahr. Hiervon liegen ungefähr 40 % als Ammonium vor. Ohne Ausbau der Kläranlage Bleesbrück würden durch den prognostizierten Bevölkerungsanstieg die  $N_{ges}$ -Frachten auf 190 Mg/a ansteigen.

Durch den Ausbau der KA Bleesbrück zu einer einstufigen Belebungsanlage mit gezielter Stickstoffelimination erhöht sich die Eliminationsrate von 11 % auf 75 % im Ausbauzustand 2013 (siehe Tabelle 4.9 Mindesteliminierungsrate). Dies führt erstmal zu einer deutlichen Reduzierung der Stickstoffemission.

Für die Berechnung der Emissionen im Ausbauzustand 2036 wird die Jahresabwassermenge und der mittlere Überwachungswert für  $N_{ges}$  von 10 mg/l angesetzt. Hiermit ergibt sich im Ausbauzustand 2036 eine Eliminationsrate von 82 %. Durch die Verschiebung des Verhältnis von Regenwasseranteil zu Schmutzwasseranteil im Ausbauzustand 2036 (siehe Tabelle 5.13) erhöht sich die Zulaufkonzentration zur Kläranlage und es kann eine bessere Eliminierungsrate im Vergleich zum Ausbauzustand 2013 erreicht werden.

Durch den prognostizierten Bevölkerungsanstieg bis 2036 und die Verschiebung der Abwasserzusammensetzung hin zu einem kommunalen C:N-Verhältnis reduziert sich die

Stickstofffracht um etwa 15 % im Vergleich zum Ist-Zustand. Weiterhin wird im Ausbauzustand ein Großteil der Ammoniumfracht der Kläranlage Bleesbrück nitrifiziert. Der Anteil an Ammonium an der emittierten Gesamtstickstofffracht reduziert sich von 40 % auf ca. 20 %.

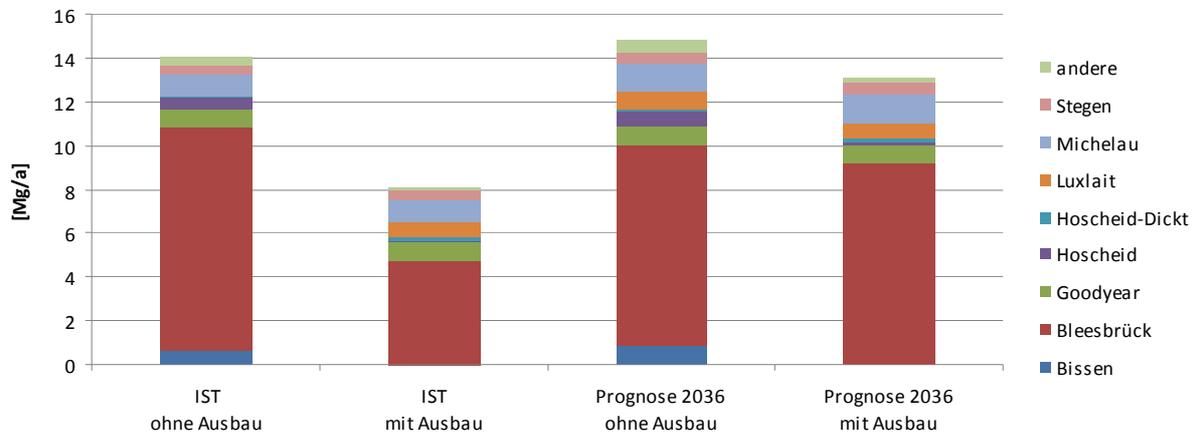


Bild 4.17: Aufteilung der Phosphorfracht (P<sub>ges</sub>)

Die Phosphoremissionen der Kläranlagen liegen im Ist-Zustand bei ca. 14,1 Mg pro Jahr. Die Phosphorablaufkonzentration liegt im Mittel bei 1,6 mg/l. Aufgrund der starken Verdünnung durch Fremdwasser liegt die Phosphoreliminationsrate im Ist-Zustand bei nur 55 %. Mit einer chemischen Fällung kann im Mittel eine Ablaufkonzentration von 0,9 mg/l erreicht werden. Für die Prognose der Emissionen im Ausbauzustand wird die Jahresabwassermenge und eine Ablaufkonzentration von 1,0 mg/l angesetzt. Hiermit ergibt sich eine Eliminationsrate von 80 % im Ausbauzustand 2013 und 90 % im Ausbauzustand 2036. Der Anstieg der Eliminationsrate auf 90 % ist auf die Verschiebung des Verhältnis von Regenwasseranteil zu Schmutzwasseranteil im Ausbauzustand im Vergleich zum Ist-Zustand zurückzuführen.

Zusammenfassend sind alle prognostizierten Ergebnisse der Nährstoffemissionen für den Ist- und den Ausbauzustand 2036 in Tabelle 4.10 aufgeführt. Unter Berücksichtigung des Bevölkerungszuwachses und der Änderung der Abwasserzusammensetzung ergeben sich für die Nährstoffparameter einer Abnahme um ca. 7 – 15 %.

Tabelle 4.10: Vergleich der Nährstoffemissionen im Ist- und Ausbauzustand 2036

	<b>Ist-Zustand</b>	<b>Ausbauzustand 2036</b>	<b>Veränderung</b>
	<b>[Mg/a]</b>	<b>[Mg/a]</b>	<b>[%]</b>
CSB	480,85	443,43	- 7,8
N <sub>ges</sub>	140,28	118,72	- 15,4
P <sub>ges</sub>	14,09	13,11	- 7,0

### **Mikrobielle Belastungen**

Eine Abschätzung der mikrobiellen Belastung erfolgt unter denselben Prämissen wie die Prognose zur Nährstoffemission. Zuerst werden die Änderungen hinsichtlich des Ausbaus des Kanalnetzes (Ausbauzustand 2013) berücksichtigt. Mit dem Bau der biologischen Kläranlage Hoscheid und dem Ausbau der KA Bleesbrück wird angenommen, dass die Eliminierungsraten für die Bakterien verbessert werden und diese dann den Literaturwerten entsprechen.

Zur Abschätzung der mikrobiellen Belastung der Direkteinleitung aus der Industriekläranlage Luxlait wurden ebenfalls die Literaturwerte für kommunales Abwasser angesetzt. Als relevante Emissionsquellen werden ausschließlich die Abwässer, die aufgrund der Belegschaft generiert werden, herangezogen. Eine Belastung mit den Indikatorkeimen aufgrund der Produktionsabwässer ist nicht zu erwarten.

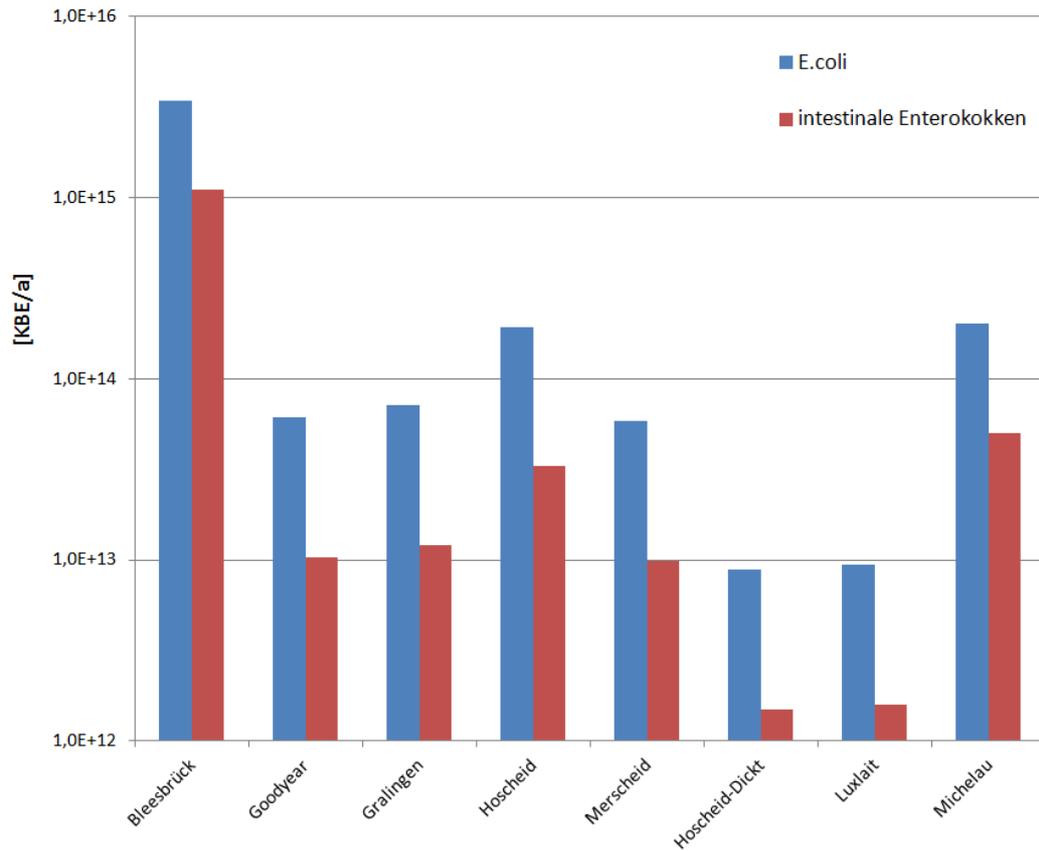


Bild 4.18: Mikrobielle Jahresfrachten der Punktquellen im Ausbauzustand 2013

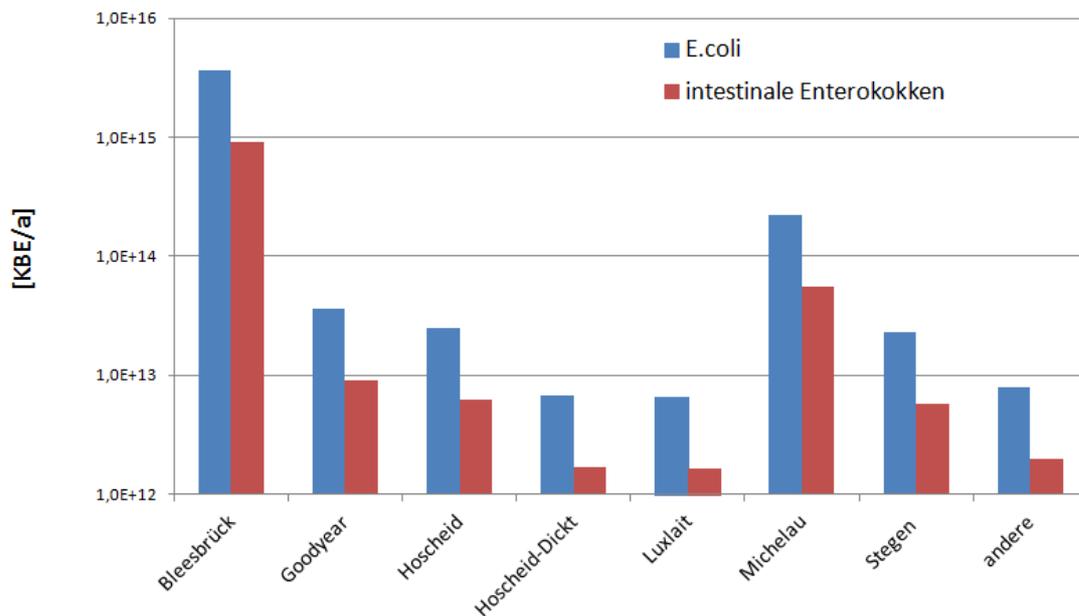


Bild 4.19: Mikrobielle Jahresfrachten der Punktquellen im Ausbauzustand 2036

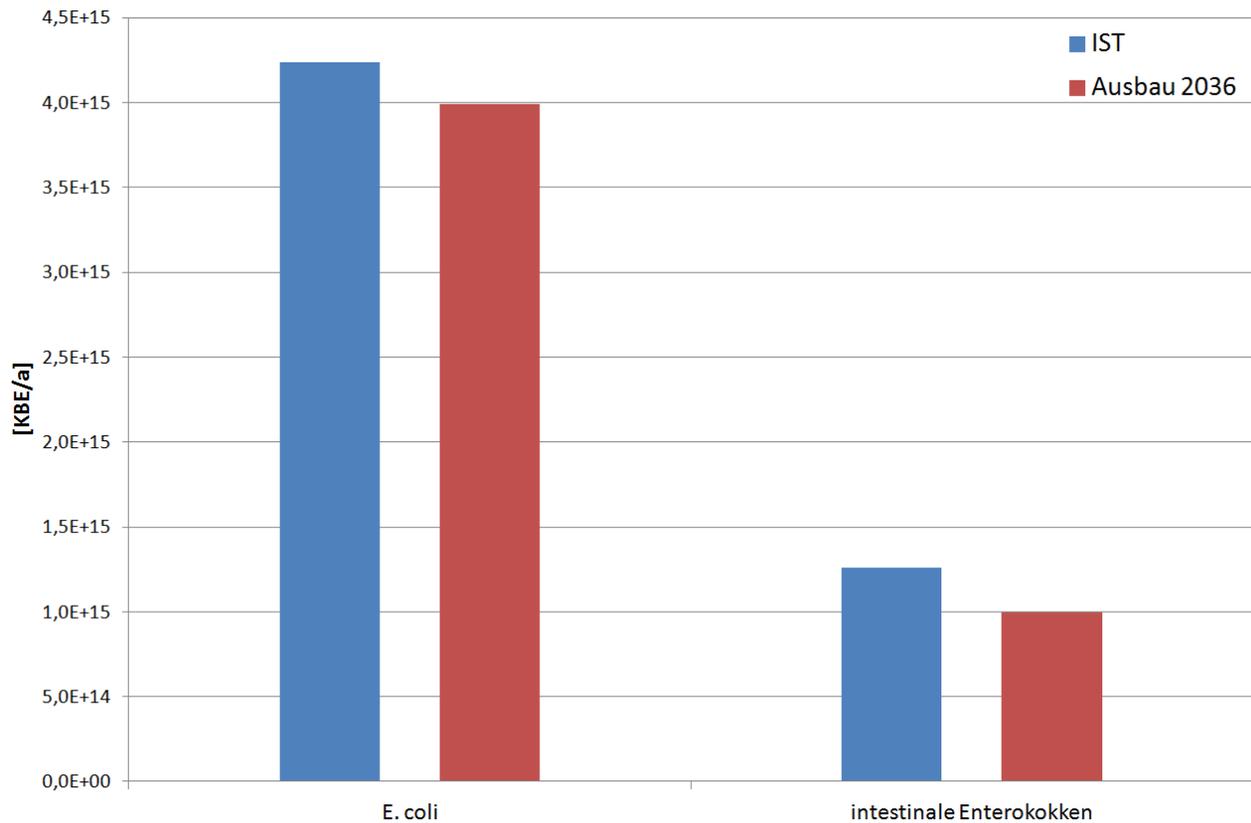


Bild 4.20: Veränderung der mikrobiellen Jahresfrachten (Ist = Mittelwert 2007-2009)

Auch hier zeigt sich eine zu erwartende Abnahme der mikrobiellen Belastungen trotz der Erhöhung der angeschlossenen Einwohnerzahl. Diese Reduzierung resultiert in erster Linie aus dem Ausbau bzw. Anschluss der mechanischen Kläranlagen an eine biologische Reinigungsstufe.

Tabelle 4.11: Vergleich der mikrobiellen Emissionen im Ist- und Ausbauzustand 2036

	Ist-Zustand	Ausbauzustand 2036	Veränderung
	[KBE/a]	[KBE/a]	[%]
E. coli	4,24 · 10 <sup>15</sup>	3,99 · 10 <sup>15</sup>	- 5,8
intestinale Enterokokken	1,26 · 10 <sup>15</sup>	9,98 · 10 <sup>14</sup>	- 20,6

## **5. Belastung aus der Mischwasserentlastung**

### **5.1 Aktueller Stand der Mischwasserbehandlung im Einzugsgebiet**

Die Siedlungsentwässerung im Einzugsgebiet der Kläranlage Bleesbrück erfolgt überwiegend im Mischsystem, d.h. Schmutz- und Regenwasser werden in einem gemeinsamen Kanal abgeleitet. Die Mischwasserkanalisation wird hydraulisch für den Maximalabfluss einer bestimmten Häufigkeit bemessen. Da der Mischwasserabfluss aber den 100- bis 200-fachen Wert des Trockenwetterabflusses annehmen kann, ist es nicht möglich, den gesamten Abfluss zur Kläranlage weiterzuleiten und dort zu behandeln. Deshalb werden im Kanalnetz Mischwasserentlastungsbauwerke angeordnet, die einen Teil des Mischwassers direkt in die Gewässer entlasten und den anderen Teil als Drosselabfluss zur Kläranlage leiten.

Regenüberläufe vermindern die Abflussspitze bei Regenwetter, indem sie den weiterführenden Abfluss zur Kläranlage begrenzen und den restlichen Teil ins Gewässer entlasten. Regenüberlaufbecken und Stauraumkanäle können größere Mischwasserzuflüsse zwischenspeichern und nach Regenende zur Kläranlage weiterleiten. Bei Beckenfüllung erfolgt auch hier der Überlauf ins Gewässer.

Im Einzugsgebiet der Kläranlage Bleesbrück befinden sich im betrachteten Ausgangszustand dieser Studie 11 Regenüberläufe und 14 Regenüberlaufbecken. Vor der Kläranlage wird der Mischwasserzufluss auf den Bemessungszufluss der Kläranlage begrenzt, indem die überschüssige Wassermenge in die Sauer entlastet wird. Durch die große Anzahl an Regenüberläufen im betrachteten Gebiet wird eine erhebliche Menge an Mischwasser direkt ins Gewässer entlastet. Im Gegensatz zu Regenüberlaufbecken wird der positive Effekt der Verringerung des Entlastungsabflusses durch Zwischenspeicherung und somit auch der Vorklärung des Mischwassers durch Absetzvorgänge nicht genutzt.

Zudem tritt derzeit aufgrund von undichten, sanierungsbedürftigen Kanälen und den Anschluss von Außengebieten an die Kanalisation ein hoher Fremdwasseranteil auf.

### **5.2 Geplante Maßnahmen zur Mischwasserbehandlung**

Die zuvor beschriebene Situation entspricht aus Sicht der Mischwasserbehandlung nicht mehr dem Stand der Technik, da durch die große Anzahl an Regenüberläufen eine erhebliche Menge an Mischwasser direkt in die Sauer und ihre Nebengewässer entlastet wird. Durch den Ausbau der Kläranlage Bleesbrück kann insgesamt mehr Mischwasser in

der Kläranlage behandelt werden, allerdings nimmt auch der Schmutzwasseranfall durch den Bevölkerungsanstieg zu. In Zukunft soll unmittelbar vor der Kläranlage keine Entlastung mehr stattfinden und durch eine Sanierung der Kanäle soll der Fremdwasseranfall gesenkt werden. Das Planungskonzept des Ingenieurbüros Schröder & Associés sieht vor, bestehende Regenüberläufe durch Regenüberlaufbecken zu ersetzen, um einen Teil des Mischwassers zu speichern bzw. ggf. vor der Entlastung einen Teil der partikulären Stoffe durch Sedimentation zurückzuhalten. Regenüberlaufbecken begrenzen den Zufluss zur Kläranlage auf den in Deutschland üblichen Bemessungszufluss  $Q_m$ , der dem zweifachen Schmutzwasserzufluss  $Q_{sx}$  plus dem Fremdwasserzufluss  $Q_f$  entsprechen wird. Der gespeicherte Beckeninhalt wird nach Ende des Regens entleert und zur Kläranlage weitergeleitet.

Die Bemessung der Regenüberlaufbecken erfolgte auf Basis des ATV-Arbeitsblattes A 128; (ATV-A 128, 1992), wobei die Ergänzungen der (Landesregierung Rheinland-Pfalz, 1993) zu diesem Arbeitsblatt gelten, da diese vom Großherzogtum Luxemburg übernommen wurden. Diese ergänzenden Regelungen für den ländlichen Raum ermöglichen eine Begrenzung des spezifischen Speichervolumens von Regenüberlaufbecken auf 15 m<sup>3</sup>/ha bei flachem Gelände und 20 m<sup>3</sup>/ha bei steilem Gelände.

### **5.3 Beschreibung der verwendeten Software**

Für die Simulation und Modellerstellung wurde das detaillierte Schmutzfrachtmodell **K**ontinuierliche **S**chmutzfracht**M**odellierung (KOSMO) verwendet, welches im Rahmen zahlreicher wissenschaftlicher und praxisorientierter Projekte mit Erfolg eingesetzt wurde. Hierbei handelt es sich um ein hydrologisch-hydrodynamisch-deterministisches Modell (Schmitt, 1993). KOSMO besteht aus folgenden Teilmodellen:

Die Abflussmodellierung im Kanalnetz kann bei KOSMO entweder hydrodynamisch oder hydrologisch erfolgen. Bei der hydrodynamischen Berechnung werden die vollständigen Saint-Venant'schen Differenzialgleichungen durch das explizite Differenzenverfahren gelöst. Alternativ dazu kann auch der hydrologische Ansatz nach Kalinin-Miljukov Anwendung finden. Dieser ist vor allem in Einzugsgebieten anwendbar, in denen Fließumkehr, Rückstau etc. keinen oder nur einen geringen Einfluss besitzen. Dies trifft oft für ländliche Gebiete zu.

Das Modell zur Oberflächenabflussbildung berücksichtigt Verdunstungs-, Benetzungs- und Muldenverluste von den befestigten Flächen; bei Berücksichtigung nicht-befestigter Flächen werden zusätzlich Versickerungsverluste berücksichtigt. Die Modellierung der Abflusskon-

zentration auf der Oberfläche erfolgt hydrologisch mit Hilfe einer linearen Speicherkaskade mit in der Regel 3 Speichern.

Mit KOSMO ist es möglich, gleichzeitig mit Niederschlagsreihen unterschiedlicher Messstationen zu rechnen, sodass auch größere Gebiete mit ungleichmäßiger räumlicher Niederschlagsverteilung simuliert werden können. KOSMO berücksichtigt die Oberflächenverschmutzung mit Hilfe von Akkumulations- und Abtragsprozessen, die auf den Ansätzen von (Alley und Smith, 1981) beruhen und die auch bei anderen Schmutzfrachtsimulationsprogrammen Anwendung finden, wie z.B. SWMM (Huber und Dickerson, 1992). Alternativ dazu kann mit der Komponentenmethode gerechnet werden, bei der lediglich eine abflussproportionale Überlagerung der Teilströme Schmutz-, Fremd- und Regenwasser mit jeweils konstanten Konzentrationen erfolgt. Der Stofftransport im Kanalnetz wird bei KOSMO als advektiver Prozess bei vollständiger Durchmischung simuliert. In den Speicherräumen können (je nach Typ) Absetzprozesse berücksichtigt werden. Mit diesen Randbedingungen kann mit KOSMO der Stofftransport beliebiger Parameter (z.B. Zehrstoffe, Nährstoffe, Schwermetalle) simuliert werden.

## **5.4 Ermittlung der Belastung im Ist-Zustand**

### **5.4.1 Grundsätze der Modellerstellung**

#### **5.4.1.1 Erstellung Kanalnetz**

Für den derzeitigen Zustand wird das Bezugsjahr 2009 gewählt, da in diesem Jahr noch keine Sanierungsmaßnahmen umgesetzt waren. Aufgrund der Aufgabenstellung und wegen der zum Teil unzureichenden Datengrundlage wird das vorhandene Kanalnetz nicht im Detail modelltechnisch nachgebildet, sondern es wird ein Grobnetz erstellt. In diesem Grobnetz sind zum Teil Ortskanalisationen mit mehreren Regenüberläufen zu einem Teilgebiet mit einem abschließenden Regenüberlaufbecken zusammengefasst.

Dies ist insofern unproblematisch, da die Aufgabenstellung (relativer Vergleich zweier Alternativen) und die örtlichen Randbedingungen (z.B. steile Kanalisationen, kleine Kanalquerschnitte, kurze Fließzeiten) eine detaillierte Nachbildung nicht erforderlich machen.

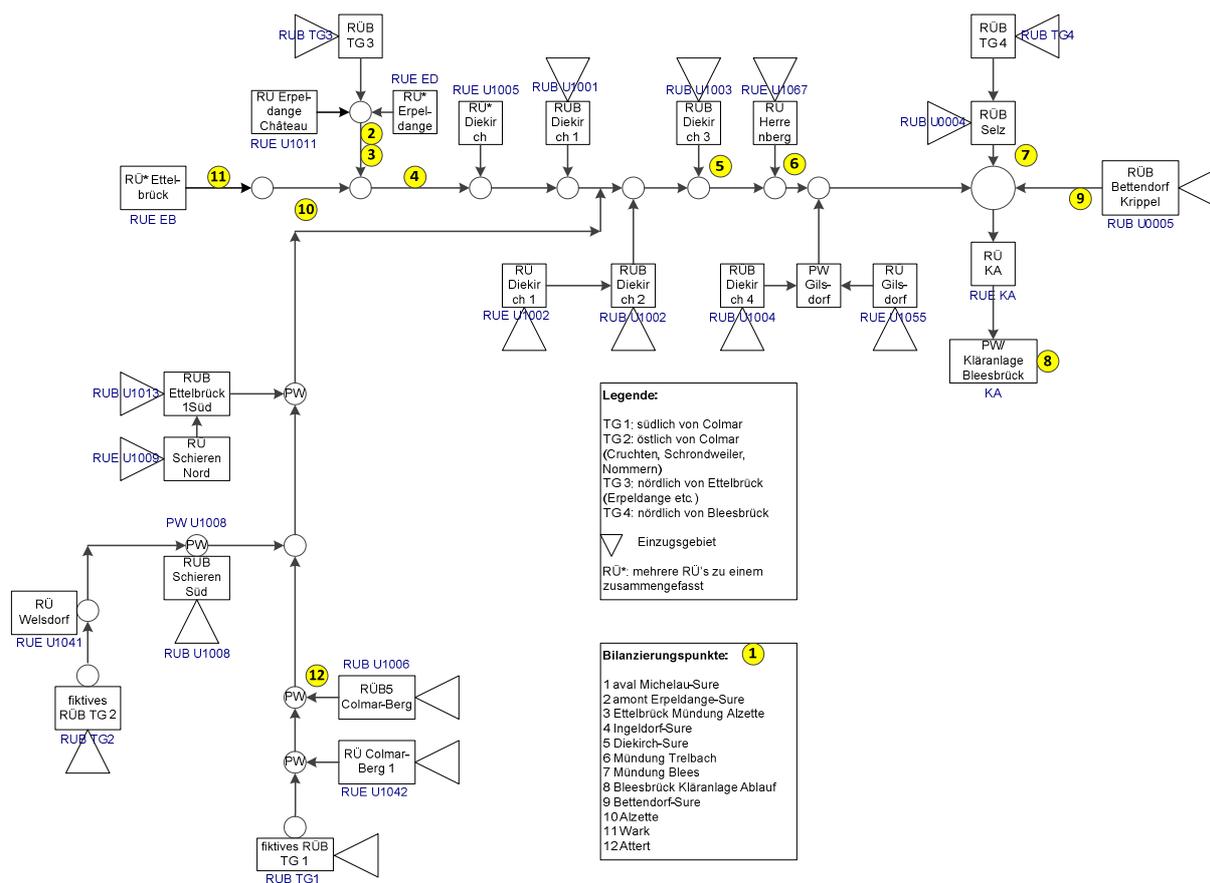


Bild 5.1: Fließschema Ist-Zustand

Bei der Abbildung des Kanalnetzes werden die Geländeneigung sowie die Fließzeit berücksichtigt. Für das Gebiet wird eine Fremdwasserspense von  $0,11 \text{ l/(s*ha)}$  angesetzt. Sowohl der Fremdwasseranfall als auch der Schmutzwasseranfall werden als konstant angenommen, da kein Schmutzwassertagesgang bzw. kein Fremdwasserjahresgang vorliegen. Bei einer Langzeitsimulation hat der Schmutzwassertagesgang auch keinen nennenswerten Einfluss auf das Ergebnis. Die Fremdwasserverteilung übers Jahr kann hingegen erhebliche Auswirkungen auf das Überlaufverhalten im Winter- und Sommerhalbjahr haben.

Der Niederschlagsabfluss wird als instationärer Zufluss den Schächten zugeordnet, wobei durch Berücksichtigung ortsspezifischer Größen wie Fließzeit, reduzierte Fläche und mittlere Geländeneigungsklasse sichergestellt wird, dass die gebietspezifischen Unterschiede berücksichtigt werden.

Für die Regenüberläufe und Regenüberlaufbecken standen nur teilweise Bau- bzw. Bestandspläne zur Verfügung. Die einzelnen Bauwerksangaben (Trockenwetterabfluss, Drosselabfluss, angeschlossene undurchlässige Fläche, Beckenvolumen und angeschlos-

sene Einwohner) wurden durch das Ingenieurbüro Schröder & Associés in Abstimmung mit dem SIDEN zur Verfügung gestellt (siehe Tabelle 5.1 und Tabelle 5.2). Die in den Tabellen dargestellten Drosselabflüsse entsprechen den Bemessungswerten nach A 128. Allerdings wird laut SIDEN an manchen Bauwerken im Betrieb ein höherer Abfluss zur Kläranlage geleitet. In dieser Studie wird somit das Entlastungsverhalten beruhend auf den Bemessungsvorgaben der Bauwerke simuliert.

In Tabelle 5.2 ist das Volumen der Regenüberlaufbecken sowie das spezifische Speichervolumen  $V_s$  bezogen auf die angeschlossene undurchlässige Fläche dargestellt. Die spezifischen Speichervolumen der Regenüberlaufbecken variieren je nach Bauwerk zwischen  $14 \text{ m}^3/\text{ha}$  und  $31,5 \text{ m}^3/\text{ha}$ . Kleine spezifische Speichervolumen in Kombination mit einem geringen (flächenspezifischen) Drosselabfluss deuten auf hohe Entlastungstätigkeiten hin.

Wegen der zuvor beschriebenen Randbedingungen wird die Abflussbildung mittels der Ansätze von Kalinin-Miljukov simuliert, da sie für die Aufgabenstellung vollständig ausreicht und für eine hydrodynamische Simulation eine detaillierte Nachbildung der Netzcharakteristik erforderlich wäre.

Tabelle 5.1: Liste der Regenüberläufe für den derzeitigen Zustand (Bezugsjahr 2009) mit Bauwerksangaben

<b>Einzugsgebiet</b>	<b>Projektnr.</b>	<b><math>Q_{T,24}</math></b>	<b><math>Q_{Dr}</math></b>	<b><math>A_u</math></b>	<b>Einwohner</b>
		<b>[l/s]</b>	<b>[l/s]</b>	<b>[ha]</b>	<b>[EW]</b>
Colmar-Berg 1	U-1042	0,3	3,0	0,9	60
Welsdorf	U-1041	0,9	2,0	6,0	200
Schieren Nord	U-1009	2,4	5,5	8,7	770
RÜ* Ettelbrück <sup>1)</sup>		10,8	400	59,5	5728
Erpeldange 2 Château	U1011-05	4,3	180	4,7	1050
RÜ* Erpeldange <sup>2)</sup>		19	253	25,8	4900
Diekirch 1 <sup>3)</sup>	U-1002	0,0	15,0	0,0	k.A.
Herrenberg		2,3	130,5	7,4	795
Diekirch 5	U-1005	4,2	150	23,6	1100
Gilsdorf	U-1055	3,3	27,8	15,3	1000

<sup>1)</sup> Alle Regenüberläufe in Ettelbrück werden zu einem zusammengefasst

<sup>2)</sup> Alle Regenüberläufe in Erpeldange, bis auf Erpeldange 2 Château werden zu einem zusammengefasst.

<sup>3)</sup>  $Q_{TW}$  und  $A_u$  sind beim nachfolgenden Regenüberlaufbecken Diekirch 1 mit eingerechnet.

Tabelle 5.2: Liste der Regenüberlaufbecken für den derzeitigen Zustand (Bezugsjahr 2009) mit spezifischen Bauwerksangaben

Einzugsgebiet	Projektnr.	$Q_{T,24}$ [l/s]	$Q_{Dr}$ [l/s]	$A_u$ [ha]	Einwohner [EW]	V [m <sup>3</sup> ]	$V_s = V/A_u$ [m <sup>3</sup> /ha]
RÜB TG1		4,8	15,0	7,1	647	200	28,0
Colmar-Berg 5	U-1006	5,5	13,3	14,3	2000	450	31,5
RÜB TG2		3,9	20	16,9	1286	500	29,6
Schieren Süd	U-1008	3,3	7,4	16,0	982	520	32,5
Ettelbrück Süd	U-1013	3,5	7,9	16,0	1050	230	14,4
RÜB TG3		3,8	15	9,3	442	250	26,8
Diekirch 1	U-1001	11,4	28	31,5	4180	670	21,3
Diekirch 2	U-1002	5,8	14,5	13,8	3000	270	19,6
Diekirch 3	U-1003	3,8	9,4	9,4	1430	124	13,3
Diekirch 4	U-1004	1,5	3,5	5,1	500	130	25,5
RÜB TG4		3,6	40	19,8	1406	500	25,2
SRK SELTZ	U-0004	8,2	75	0,0	k.A.	70	
Bettendorf	U-0005	4,1	9,1	21,3	1170	425	20,0

<sup>1)</sup> RÜB TG1 umfasst die Mischwasserentlastungsbauwerke südlich von Colmar

<sup>2)</sup> RÜB TG2 umfasst die Mischwasserentlastungsbauwerke östlich von Colmar (Cruchten, Schrondweiler und Nommern)

<sup>3)</sup> RÜB TG3 umfasst die Mischwasserentlastungsbauwerke nördlich von Erpeldange + Burden

<sup>4)</sup> RÜB TG4 umfasst die Mischwasserentlastungsbauwerke nördlich von Blesbrück (Landscheid, Brandenburg, Bastendorf, Walsdorf, Tandel und Longsdorf)

<sup>5)</sup> An den Stauraumkanal Seltz ist keine Fläche angeschlossen, da er nur als Puffer zur Kläranlage dient.

#### 5.4.1.2 Schmutzfrachtparameter für Trockenwetter und Niederschlag

In dieser Studie sollen die Nährstoffeinträge sowie die bakteriologischen Belastungen aus den Mischwasserentlastungen untersucht werden. Dafür werden die Konzentrationen im Trocken- sowie im Niederschlagsabfluss als Eingangsparameter für das Modell benötigt.

#### Nährstoffe

Die Nährstoffeinträge für Stickstoff werden über die Parameter  $N_{ges}$ ,  $NH_4$ -N und  $NO_3$ -N sowie für Phosphor als  $P_{ges}$  abgebildet. Für den Trockenwetterabfluss werden Messwerte im Zulauf der Kläranlage Blesbrück von 2009 verwendet. Die Verschmutzung des Niederschlagsabflusses wird mittels Akkumulation und Abtrag ermittelt. Es werden Literaturwerte angesetzt, die in zahlreichen Schmutzfrachtsimulationen Verwendung finden (z.B. (Schmitt et al., 2003); (Schmitt et al., 2005)), da für das Einzugsgebiet der Kläranlage Blesbrück keine spezifischen Messwerte verfügbar sind.

Tabelle 5.3: Stickstoff- und Phosphor-Konzentrationen

Konzentrationen	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	Nges	Pges
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Trockenwetterabfluss	17,4	0,3	24,8	3,8
Niederschlagsabfluss	2,1	0,1	3,0	0,8
Kläranlagenablauf	8,8	9,6	18,4	1,7

### ***Bakteriologische Belastung***

An der Sauer liegen keine Messungen über die Anzahl von E. coli und Intestinale Enterokokken im Zulauf zur Kläranlage vor, da sie von Standardmessungen an der Kläranlage nicht erfasst werden. Für die vorliegende Studie werden die Konzentrationen der beiden Parameter deshalb aus Literaturwerten abgeleitet, wobei die Datengrundlage auch dort gering ist. Eine Tabelle mit Literaturwerten aus verschiedenen Studien ist im Anhang 4 dargestellt.

Die für diese Studie verwendeten Enterokokken- und E. coli-Konzentrationen im Trockenwetter- und Niederschlagsabfluss orientieren sich zum einen am Schwankungsbereich der Literaturdaten und zum anderen wurden die ermittelten Entlastungsfrachten mit der gemessenen Frachten in der Sauer an der Gütemessstelle Bettendorf abgeglichen. Die gemessenen Werte in Bettendorf sind im Kapitel 3 und Kapitel 7.4 aufgeführt. Für E. coli werden die von (Waldhoff, 2008) ermittelten Konzentrationen angewendet. Er hat E. coli- und Enterokokken-Konzentrationen im Trocken- und Mischwasser gemessen und für Niederschlagswasser ein Verdünnungsverhältnis von 1:10 angesetzt. Da mit den von (Waldhoff, 2008) angesetzten Enterokokken-Konzentrationen für das hier betrachtete Einzugsgebiet zu hohe Entlastungsfrachten ergeben, werden die Angaben von Waldhoff reduziert. Die mit dem Schmutzfrachtmodell ermittelten Mischwasserentlastungsfrachten liegen in dem Schwankungsbereich der Literaturwerte.

Für die Konzentrationen im Kläranlagenablauf werden Mittelwerte von Messungen in 2011 im Ablauf der Kläranlage Bleesbrück verwendet.

In Tabelle 5.4 sind die zur Schmutzfrachtberechnung verwendeten bakteriologischen Parameter dargestellt.

Tabelle 5.4: E. coli- und Intestinale Enterokokken-Konzentrationen

Konzentrationen	E. coli	Intestinale Enterokokken
	[KBE/100ml]	[KBE/100ml]
<b>Trockenwetterabfluss</b>	1,70E+06	3,70E+05
<b>Niederschlagsabfluss</b>	3,70E+05	7,20E+04
<b>Mischwasserabfluss</b>	5,30E+05	1,09E+05
<b>Kläranlagenablauf</b>	1,00E+05	2,30E+04

### 5.4.2 Ergebnisse der Langzeitsimulation

Für dieses Modell wurden Langzeitsimulationen auf der Basis einer Regenreihe (15 minütige-Auflösung), die auf den Niederschlagsmessungen an der Station Bleesbrück im Zeitraum 1997 bis 2009 beruhen, durchgeführt. Die mittlere Jahresniederschlagshöhe in Bleesbrück liegt bei 750 mm/a. Das Jahr 2009 wurde zudem gesondert betrachtet, da sich der Ausbaugrad der Mischwasserentlastungsbauwerke für den derzeitigen Zustand auf dieses Jahr bezieht. Ergänzend wurden ein niederschlagsarmes Jahr (2005) und ein niederschlagsreiches Jahr (2001) betrachtet. 2005 regnete es 250 mm weniger (-33%) und 2011 fielen 120 mm mehr Niederschlag (+16%) als im Durchschnitt.

Um die Belastung während der Tourismussaison zu beurteilen, wurden zusätzlich folgende Lastfälle simuliert:

- Langzeitsimulation über das jeweilige Sommerhalbjahr (01.04. bis 30.09.)
- Langzeitsimulation über das jeweilige Winterhalbjahr (01.01. bis 31.03. und 01.10. bis 31.12.)

Die Unterscheidung in Sommer- und Winterhalbjahr ist notwendig, da die Ergebnisse für das Sommerhalbjahr relevant für die Sauer als Badegewässer sind. Allerdings wurde aufgrund fehlender Daten für den Trockenwetterabfluss eine konstante Belastung für das Sommer- und das Winterhalbjahr angesetzt. D.h. es wurden kein Fremdwasserjahresgang und kein erhöhter Schmutzwasseranfall im Sommer durch Touristen berücksichtigt.

Bevor die Ergebnisse der Schmutzfrachtsimulation in den nachfolgenden Abschnitten vorgestellt und diskutiert werden, sollen an dieser Stelle noch einige Hinweise bezüglich der Genauigkeit der Modelle gemacht werden:

- Obwohl es sich bei KOSMO um ein sehr detailliertes Schmutzfrachtmodell handelt, ist es (wie jedes Modell) nur ein vereinfachtes Abbild der Wirklichkeit; hieraus resultieren naturgemäß gewisse Ungenauigkeiten.

- Weitere Ungenauigkeiten können aus den angesetzten Konzentrationen im Trockenwetter- und Niederschlagsabfluss für die betrachteten Schmutzstoffparameter resultieren; sie orientieren sich an Standardwerten der Literatur.
- Letztendlich können auch die Größen, die aus der Datengrundlage ermittelt wurden (z.B. reduzierte Flächen) mit Fehlern behaftet sein bzw. unter Umständen (z.B. die verwendete Regenreihe) nur für Teile des Gebietes repräsentativ sein.

Diese Modellunsicherheiten gilt es bei der Interpretation der nachfolgend dargestellten Ergebnisse unbedingt zu beachten. Auch wenn nachfolgend absolute Werte für Emissionen etc. ausgewiesen werden, so sind diese nur als Schätzwerte zu verstehen. Dies gilt auch bei dem Vergleich der verschiedenen untersuchten Varianten untereinander; in diesem Zusammenhang sollten die Werte daher in Relation zu einander betrachtet werden. Zur besseren Übersichtlichkeit werden deshalb auch die nachfolgend aufgeführten Werte (je nach Parameter) auf ein Vielfaches von 100 bzw. 10 auf- oder abgerundet.

#### 5.4.2.1 Gesamtjahr

In Tabelle 5.5 sind die Ergebnisse der Langzeitsimulation sowie der Einzeljahre 2001, 2005 und 2009 dargestellt.

Tabelle 5.5: Entlastungskennwerte Gesamtgebiet für das Gesamtjahr, Ist-Zustand

		Mittelwerte 1997-2009	2009	2005	2001
Niederschlagshöhe	mm/a	750	775	500	870
Entlastungsvolumen	m <sup>3</sup> /a	1,1 Mio.	1,2 Mio.	0,6 Mio.	1,3 Mio.
Nges-Entlastungsfracht	kg/a	6.430	6.860	3.750	7.660
Pges-Entlastungsfracht	kg/a	1.210	1.300	690	1.420
E. coli-Entlastungsfracht	KBE/a	5,9E+15	6,3E+15	3,3E+15	6,9E+15
Enterokokken-Entlastungsfracht	KBE/a	1,2E+15	1,3E+15	0,7E+15	1,4E+15
Entlastungsrate	%	61	63	55	60

Die Simulationen zeigen, dass sich das Entlastungsvolumen und die Entlastungsfrachten proportional zur Niederschlagshöhe verhalten. Das Jahresentlastungsvolumen liegt im Mittel bei 1,1 Mio. m<sup>3</sup>/a. Im niederschlagsarmen Jahr 2001 liegt es nur bei der Hälfte vom niederschlagsreichen Jahr 2005. Die Entlastungsrate im Gesamtsystem ist sehr hoch, im Mittel werden 60 % in die Sauer und ihre Nebenflüsse entlastet.

Gesondert betrachtet wird die Entlastungsmenge direkt vor der Kläranlage, da dort an Regentagen eine besonders hohe Belastung der Sauer auftritt. Bei der Langzeitsimulation wurden im Mittel 377.000 m<sup>3</sup>/a vor der Kläranlage entlastet. Es kommt im Jahr zu 81

Überlaufereignissen mit einer Dauer von 571 Stunden. Messungen vor Ort in den letzten Jahren ergaben einen deutlich höheren Wert, der allerdings aufgrund des Messverfahrens fraglich erscheint. Denn es wird nur der Wasserstand im Ablaufgerinne gemessen, wobei Messfehler durch einen Rückstau der Sauer bei Hochwasser entstehen können.

#### 5.4.2.2 Sommerhalbjahr

Für das Sommerhalbjahr wurden die gleichen Simulationen durchgeführt wie für das Gesamtjahr. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5.6 dargestellt und die Auswertung erfolgt in Abschnitt 5.4.2.4.

Tabelle 5.6: Entlastungskennwerte Gesamtgebiet für das Sommerhalbjahr, Ist-Zustand

		Mittelwerte 1997-2009	2009	2005	2001
Niederschlagshöhe	mm/a	355	360	250	380
Entlastungsvolumen	m <sup>3</sup> /a	540.000	585.000	312.000	562.000
Nges-Entlastungsfracht	kg/a	2.850	3.025	1.830	3.070
Pges-Entlastungsfracht	kg/a	555	600	340	590
E. coli-Entlastungsfracht	KBE/a	2,70E+15	2,90E+15	1,66E+15	2,86E+15
Enterokokken-Entlastungsfracht	KBE/a	0,55E+15	0,59E+15	0,34E+15	0,58E+15
Entlastungsrate	%	67	68	60	66

#### 5.4.2.3 Winterhalbjahr

Die Ergebnisse für das Winterhalbjahr sind analog zu den Auswertungen des Abschnittes 5.4.2.2 in Tabelle 5.3 dargestellt und die Auswertung erfolgt gemeinsam in Kapitel 5.4.2.4.

Tabelle 5.7: Entlastungskennwerte Gesamtgebiet für das Winterhalbjahr, Ist-Zustand

		Mittelwerte 1997-2009	2009	2005	2001
Niederschlagshöhe	mm/a	395	415	250	490
Entlastungsvolumen	m <sup>3</sup> /a	568.000	620.000	293.000	705.000
Nges-Entlastungsfracht	kg/a	3.575	3.830	1.925	4.590
Pges-Entlastungsfracht	kg/a	650	700	350	830
E. coli-Entlastungsfracht	KBE/a	3,18E+15	3,42E+15	1,68E+15	4,03E+15
Enterokokken-Entlastungsfracht	KBE/a	0,66E+15	0,71E+15	0,35E+15	0,83E+15
Entlastungsrate	%	57	58	51	57

#### 5.4.2.4 Vergleich Sommer- und Winterhalbjahr

Im langjährigen Mittel fallen 47 % des Gesamtniederschlags im Sommer- und 53 % im Winterhalbjahr. Dieses Verhältnis findet sich auch im Jahr 2009 wieder. Im niederschlagsarmen Jahr 2005 fiel im Sommer genauso viel Niederschlag wie im Winter. Im regenreichen Jahr 2001 fiel hingegen im Sommer nur 44 % des Jahresniederschlags, d.h. der Winter war besonders nass.

Das Entlastungsvolumen im Gesamtsystem beträgt im Sommer 540.000 m<sup>3</sup>/a und im Winter 568.000 m<sup>3</sup>/a. Somit werden im Sommer 49 % des Jahresvolumens entlastet. Im Allgemeinen ist das Entlastungsvolumen im Sommer tendenziell etwas geringer als im Winter. 2005 wurde bei gleicher Niederschlagshöhe im Sommer mehr entlastet (52%) als im Winter. 2001 kann hingegen eine Proportionalität der Niederschlagsmenge und des Entlastungsvolumens festgestellt werden; beide betragen im Sommer 44% vom Gesamtanteil.

Die Simulationen zeigen, dass eine geringere Jahresniederschlagshöhe eine ausgeglichenerere Verteilung des Niederschlags und des Entlastungsvolumens zwischen Sommer- und Winterhalbjahr bewirkt. Je mehr Niederschlag hingegen fällt, desto mehr fällt im Winter und desto größer ist die Entlastungsabflusssumme. Anzumerken ist, dass die Werte für die Sommerbelastung aufgrund des nicht beachteten zusätzlichen Schmutzwasseranfalls durch die Touristen in der Realität noch etwas höher liegen könnten.

Die Gesamtentlastungsfrachten verhalten sich proportional zu den Niederschlägen und dem Entlastungsvolumen. N<sub>ges</sub><sup>-</sup>, P<sub>ges</sub><sup>-</sup>, E. coli- und Enterokokken-Entlastungsfracht betragen im Mittel 46% im Sommer, 2005 hingegen 50 % und 2001 nur 41%. Auch die Entlastungskonzentrationen sind durchschnittlich im Sommer ein bisschen geringer als im Winter.

Obwohl es im Sommer weniger regnet und geringfügig weniger entlastet wird, ist die Entlastungsrate mit 67 % deutlich höher, als im Winter (57%). Das ist darauf zurück zu führen, dass im Sommer häufiger Gewitter und Starkregen auftreten. D. h. es regnet seltener, aber dafür mit einer höheren Intensität, wohingegen im Winter der Niederschlag gleichmäßiger verteilt ist. Höhere Entlastungsraten bedeuten, dass mehr Mischwasser in die Gewässer entlastet wird. Im Allgemeinen führen die Sauer und ihre Nebengewässer im Sommer meist weniger Wasser als im Winterhalbjahr. Dies zeigt, dass gewässerkritische Mischwasserentlastungen überwiegend im Sommer auftreten dürften.

Die Simulationsergebnisse verdeutlichen, dass aus den Mischwassereinleitungen häufige, zudem nicht unerhebliche Gewässerbelastungen infolge der Einleitung sauerstoffzehrender sowie bakteriologischer Substanzen resultieren können. Besonders Starkregenereignisse können hohe Frachten und Konzentrationen aufweisen.

## 5.5 Ermittlung der Belastung im Ausbauzustand

### 5.5.1 Grundsätze der Modellerstellung

Das Modell für den Ausbauzustand baut auf dem zuvor im Ist-Zustand verwendeten Modell auf. Aufgrund der angedachten Baumaßnahmen müssen jedoch gewisse Modifikationen bzw. Ergänzungen vorgenommen werden:

- Entsprechend den Planungen werden vorhandene Regenüberläufe durch Regenüberlaufbecken ersetzt. Es bleiben nur 3 Regenüberläufe bestehen und zudem wird ein Regenüberlauf an der Kläranlage Luxlait gebaut. In Herrenberg entsteht ein Regenrückhaltebecken, wobei das Gebiet im Trennsystem entwässert wird. Es kommen außerdem neue Bauwerke hinzu, womit im Ausbauzustand 25 Regenüberlaufbecken in Betrieb sein werden.
- Für die Bauwerke wurden vom Ingenieurbüro Schröder & Associés und dem SIDEN Werte für das Volumen, den Drosselabfluss, die angeschlossenen Einwohner sowie die abflusswirksame Fläche vorgegeben (siehe Tabelle 5.8 und Tabelle 5.9)
- Unmittelbar vor der Kläranlage darf kein Mischwasser mehr in die Sauer entlastet werden, d.h. die Drosselabflüsse der vorangehenden Bauwerke dürfen den maximalen Zufluss zur Kläranlage nicht überschreiten.
- Das Kanalnetz wird im Ausbauzustand dahingehend erweitert, dass zwischen Erpeldange und der Kläranlage Bleesbrück zwei Kanäle parallel verlaufen.
- Die Kläranlage Bleesbrück wird ausgebaut, d.h. ihr Bemessungszufluss für den Trockenwetterzustand vergrößert sich auf 22.500 m<sup>3</sup>/d (= 260 l/s). Die Fremdwasserspense im Einzugsgebiet wird auf 0,05 l/(s\*ha) verringert, da die Kanäle saniert werden. Der Wert entspricht der Vorgabe für die Fremdwasserspense bei Trockenwetter für Neuplanungen durch das DWA-Arbeitsblatt A 118 (DWA-A 118, 2006).
- Vor der Kläranlage entsteht ein Havariebecken, welches aber nur bei einer Störung oder einem Ausfall des Pumpwerks an der Kläranlage genutzt wird

In Bild 5.2 sind das Kanalnetz und die Mischwasserentlastungsbauwerke als Fließschema für den Ausbauzustand dargestellt.



Tabelle 5.8: Liste der Regenüberläufe für den Ausbauzustand mit Bauwerksangaben

Einzugsgebiet	ProjektNr.	$Q_{T,24}$	$Q_{Dr}$	$A_u$	Einwohner
		[l/s]	[l/s]	[ha]	[EW]
Luxlait	U-1054-07	11,1	15	0,0	250
Colmar-Berg 1	U-1042	0,6	3	0,9	82
Erpeldange 2 Château	U1011-05	5,9	85	4,7	1050
Diekirch 1 <sup>1)</sup>	U-1002	0,0	150	0,0	k.A.
LTA Gilsdorf		5,0	5	Trennsystem	k.A.

<sup>1)</sup>  $Q_{T,24}$  und  $A_u$  sind beim nachfolgenden Regenüberlaufbecken Diekirch 1 mit eingerechnet

Tabelle 5.9: Liste der Regenüberlaufbecken für den Ausbauzustand mit Bauwerksangaben

Einzugsgebiet	ProjektNr.	$Q_{T,24}$	$Q_{Dr}$	$A_u$	Einwohner	V	$V_s = V/A_u$
		[l/s]	[l/s]	[ha]	[EW]	[m <sup>3</sup> ]	[m <sup>3</sup> /ha]
Bissen		15,2	38,2	34,0	4228	716	21,1
RÜB TG1 <sup>1)</sup>		10,5	20,0	7,2	405	200	27,7
Colmar-Berg 5	U-1006	10,9	18,0	14,3	2728	450	31,5
Welsdorf	U-1041	1,9	2,3	6,0	280	120	20,2
RÜB TG2 <sup>2)</sup>		8,0	30,0	18,7	1753	500	26,7
Schieren Süd	U-1008	5,6	8,9	16,0	1200	520	32,5
Schieren Nord	U-1009	4,6	8,5	8,7	1050	175	20,2
Ettelbrück Süd	U-1013	6,3	10,4	7,1	1580	230	32,2
Ettelbrück Monopol	U-1047	16,5	26,1	15,9	4050	300	18,9
Ettelbrück Hôpital		9,6	17,5	5,9	1770	157	26,8
Ettelbrück Toni Schmit		1,7	7,0	4,1	345	41	10,0
Ettelbrück Nord		6,4	60,2	34,0	11600	650	19,1
RÜB TG3 <sup>3)</sup>		18,2	20,0	2,6	1177	100	38,4
Erpeldange Rond-Point		29,6	68,9	18,9	5300	340	18,0
Diekirch 1	U-1001	22,8	37,8	31,5	5700	670	21,3
Diekirch 2	U-1002	10,5	19,7	13,8	3000	270	19,6
Diekirch 3	U-1003	7,1	12,8	9,4	1950	124	13,3
Herrenberg	U-1067	3,1	3,1	7,4	795	2000	270,5
Diekirch 4	U-1004	2,9	4,6	5,1	680	130	25,5
Diekirch 5	U-1005	7,5	11,5	23,6	1500	475	20,1
Gilsdorf	U-1055	5,8	50,6	11,1	1365	220	19,9
RÜB TG4 <sup>4)</sup>		6,6	40,0	17,5	1791	500	28,6
SRK SELTZ	U-0004	2,1	3,3	2,8	k.A.	70	25,0
Longsdorf	U-0116	1,1	1,5	2,1	150	60	28,2
Bettendorf	U-0005	6,6	10,8	11,1	1596	425	38,5

<sup>1)</sup> RÜB TG1 umfasst die Mischwasserentlastungsbauwerke südlich von Colmar

<sup>2)</sup> RÜB TG2 umfasst die Mischwasserentlastungsbauwerke östlich von Colmar (Cruchten, Schrondweiler und Nommern)

<sup>3)</sup> RÜB TG3 umfasst die Mischwasserentlastungsbauwerke nördlich von Erpeldange + Burden

<sup>4)</sup> RÜB TG4 umfasst die Mischwasserentlastungsbauwerke nördlich von Blesbrück (Landscheid, Brandenburg, Bastendorf, Walsdorf, Tandel und Longsdorf)

Die angesetzten Modellparameter, wie die Konzentrationen der Nährstoffe und bakteriologischen Parameter im Trockenwetter- und Niederschlagsabfluss (siehe Kapitel 5.4.1.2) bzw. die Akkumulations- und Abtragsfunktionen, bleiben unverändert.

## 5.5.2 Ergebnisse der Langzeitsimulation

Für den Ausbauzustand wurde dieselbe Niederschlagsreihe wie für den Ist-Zustand verwendet. Dies ermöglicht einen besseren Vergleich zwischen den beiden Varianten und eine Bewertung der durchgeführten Maßnahmen im Ausbauzustand. Aus diesem Grund wurden auch dieselben Jahre und Lastfälle simuliert. Die Hinweise bezüglich der Genauigkeit des Modells in Kapitel 5.4.2 gelten auch hier.

### 5.5.2.1 Gesamtjahr

In Tabelle 5.10 sind die Ergebnisse der Langzeitsimulation sowie für die Einzeljahre 2001, 2005 und 2009 dargestellt.

Tabelle 5.10: Entlastungskennwerte Gesamtgebiet für das Gesamtjahr, Ausbauzustand

		Mittelwerte 1997-2009	2009	2005	2001
Niederschlagshöhe	mm/a	750	775	500	870
Entlastungsvolumen	m <sup>3</sup> /a	816.000	898.000	416.000	909.000
Nges-Entlastungsfracht	kg/a	3.660	3.980	1.950	4.280
Pges-Entlastungsfracht	kg/a	660	720	340	750
E. coli-Entlastungsfracht	KBE/a	3,79E+15	4,15E+15	1,99E+15	4,36E+15
Enterokokken-Entlastungsfracht	KBE/a	0,76E+15	0,83E+15	0,40E+15	0,88E+15
Entlastungsrate	%	46	48	39	44

Wie im Ist-Zustand verhalten sich Entlastungsvolumen und Entlastungsfrachten proportional zur Niederschlagshöhe. Das Jahresentlastungsvolumen liegt im Mittel bei 816.000 m<sup>3</sup>/a. Im niederschlagsarmen Jahr 2005 liegt es ungefähr bei der Hälfte vom niederschlagsreichen Jahr 2001. Die Entlastungsrate im Gesamtsystem liegt im Mittel bei 46 %.

### 5.5.2.2 Lastfall 1: Sommerhalbjahr

Für das Sommerhalbjahr wurden die gleichen Simulationen durchgeführt, wie für das Gesamtjahr. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5.11 dargestellt und die Auswertung erfolgt in Abschnitt 5.5.2.4.

Tabelle 5.11: Entlastungskennwerte Gesamtgebiet für das Sommerhalbjahr, Ausbauzustand

		Mittelwerte 1997-2009	2009	2005	2001
Niederschlagshöhe	mm/a	355	360	250	380
Entlastungsvolumen	m <sup>3</sup> /a	415.000	455.000	221.000	424.000
Nges-Entlastungsfracht	kg/a	1.670	1.820	950	1.790
Pges-Entlastungsfracht	kg/a	320	350	175	330
E. coli-Entlastungsfracht	KBE/a	1,80E+15	1,97E+15	1,00E+15	1,90E+15
Enterokokken-Entlastungsfracht	KBE/a	0,36E+15	0,39E+15	0,20E+15	0,38E+15
Entlastungsrate	%	53	54	43	50

### 5.5.2.3 Lastfall 2: Winterhalbjahr

Auch für das Winterhalbjahr wurden analoge Simulationen durchgeführt, die Ergebnisse sind in Tabelle 5.12 dargestellt und die Auswertung wird in Abschnitt 5.5.2.4 vorgenommen.

Tabelle 5.12: Entlastungskennwerte Gesamtgebiet für das Winterhalbjahr, Ausbauzustand

		Mittelwerte 1997-2009	2009	2005	2001
Niederschlagshöhe	mm/a	395	415	250	490
Entlastungsvolumen	m <sup>3</sup> /a	401.000	443.000	195.000	486.000
Nges-Entlastungsfracht	kg/a	1.980	2.170	998	2.490
Pges-Entlastungsfracht	kg/a	340	370	170	420
E. coli-Entlastungsfracht	KBE/a	1,98E+15	2,18E+15	0,99E+15	2,46E+15
Enterokokken-Entlastungsfracht	KBE/a	0,40E+15	0,44E+15	0,20E+15	0,50E+15
Entlastungsrate	%	41	42	35	40

### 5.5.2.4 Vergleich Winter- und Sommerhalbjahr

Die Verteilung der Niederschlagshöhe zwischen Sommer- und Winterhalbjahr bleibt im Ausbauzustand gleich, da wie eingangs schon erwähnt, die gleiche Regenreihe verwendet wurde.

Im Sommer beträgt das Entlastungsvolumen im Gesamtsystem 415.000 m<sup>3</sup>/a und im Winter 401.000 m<sup>3</sup>/a. Das heißt, im Sommer werden 51 % des Jahresentlastungsvolumens entlastet. Das Beispiel des Jahres 2005 mit geringem Niederschlag zeigt, dass bei gleicher Niederschlagshöhe im Sommer sowie im Winter, im Sommer mehr entlastet wird (53 %).

Die Gesamtentlastungsfrachten verhalten sich proportional zu den Niederschlägen und dem Entlastungsvolumen. N<sub>ges</sub>-, P<sub>ges</sub>-, E. coli- und Enterokokken-Entlastungsfracht betragen im Mittel 48 % im Sommer, 2005 hingegen 50 % und 2001 nur 44 %. Die Entlastungsrate ist wie im derzeitigen Zustand mit 53 % im Sommer deutlich höher, als im Winter (41 %).

## 5.6 Vergleich Ist-Zustand und Ausbauzustand

Der Ausbauzustand soll durch den Ausbau der Mischwasserbauwerke eine Verbesserung des derzeitigen Zustandes bewirken. Dies spiegelt sich auch in den Simulationsergebnissen wider. Beim Vergleich der Gesamtjahre wird ersichtlich, dass das Gesamtentlastungsvolumen im Ausbauzustand im Mittel um 292.000 m<sup>3</sup>/a (26 %) gegenüber dem Ist-Zustand abnimmt. Hingegen nimmt der Gesamtabfluss im Kanalsystem zwischen Ist- und Ausbauzustand durch den Belastungsanstieg im Einzugsgebiet der Kläranlage Bleesbrück um ca. 3,5 Mio. m<sup>3</sup>/a zu (siehe Tabelle 5.13). Da sich die ans Kanalnetz angeschlossene undurchlässige Fläche nur geringfügig ändert, bleibt der Niederschlagsabfluss im System konstant (1,8 Mio. m<sup>3</sup>/a). Somit verschiebt sich im Ausbauzustand das Mischverhältnis zwischen Niederschlags- und Schmutzwasser.

Tabelle 5.13: Vergleich der Zuflussmengen zur Kläranlage und der Entlastungsmengen im Ist-Zustand und Ausbauzustand für die Jahre 1997-2009

		IST (Mittelwerte 1997-2009)		Ausbau	
		Simulation	Messung	Simulation	Bemessung
Trockenwetterzufluss zur KA	l/s	147		260	
	m <sup>3</sup> /d	12.700	12.661	22.500	22.500
	m <sup>3</sup> /a	4.636.800		8.199.400	
Niederschlagsabflusssumme	m <sup>3</sup> /a	1.810.700		1.781.200	
Gesamtabfluss im System	m <sup>3</sup> /a	6.446.500		9.980.600	
Zufluss zur Kläranlage	m <sup>3</sup> /a	5.338.500		9.164.600	
	m <sup>3</sup> /d	14.600	14.350	25.100	
Entlastungsabflusssumme	m <sup>3</sup> /a	1.108.000		816.000	
Entlastung vor Kläranlage	m <sup>3</sup> /a	376.700			

In den Tabelle 5.14 bis Tabelle 5.16 ist jeweils das Emissionsminderungspotenzial durch den Ausbau der Mischwasserbehandlung für das Gesamtjahr sowie das Sommer- und das Winterhalbjahr dargestellt.

Tabelle 5.14: Emissionsminderungspotenzial infolge des Ausbaus der Mischwasserbehandlung für das Gesamtjahr

		Mittelwerte 1997-2009	2009	2005	2001
Entlastungsvolumen	%	-26	-25	-31	-28
N <sub>ges</sub> -Entlastungsfracht	%	-43	-42	-48	-44
P <sub>ges</sub> -Entlastungsfracht	%	-45	-44	-50	-47
E. coli-Entlastungsfracht	%	-35	-34	-41	-37
Enterokokken-Entlastungsfracht	%	-37	-35	-42	-38
Entlastungsrate <sup>*)</sup>	%	-15	-15	-17	-16

<sup>\*)</sup> angegeben als Prozentpunkte

Tabelle 5.15: Emissionsminderungspotenzial infolge des Ausbaus der Mischwasserbehandlung für das Sommerhalbjahr

		Mittelwerte 1997-2009	2009	2005	2001
Entlastungsvolumen	%	-23	-22	-29	-25
N <sub>ges</sub> -Entlastungsfracht	%	-41	-40	-48	-42
P <sub>ges</sub> -Entlastungsfracht	%	-42	-41	-49	-43
E. coli-Entlastungsfracht	%	-33	-32	-40	-34
Enterokokken-Entlastungsfracht	%	-34	-33	-41	-35
Entlastungsrate <sup>*)</sup>	%	-14	-14	-17	-15

<sup>\*)</sup> angegeben als Prozentpunkte

Tabelle 5.16: Emissionsminderungspotenzial infolge des Ausbaus der Mischwasserbehandlung für das Winterhalbjahr

		Mittelwerte 1997-2009	2009	2005	2001
Entlastungsvolumen	%	-29	-28	-33	-31
N <sub>ges</sub> -Entlastungsfracht	%	-45	-43	-48	-46
P <sub>ges</sub> -Entlastungsfracht	%	-48	-47	-52	-50
E. coli-Entlastungsfracht	%	-38	-36	-41	-39
Enterokokken-Entlastungsfracht	%	-39	-37	-42	-40
Entlastungsrate <sup>*)</sup>	%	-16	-16	-16	-17

<sup>\*)</sup> Veränderung angegeben als Prozentpunkte

Der Vergleich der einzelnen Entlastungsparameter zeigt, dass sich die N<sub>ges</sub>-Fracht im Ausbauzustand um 43 % verringert, die P<sub>ges</sub>-Fracht um 45 %, die E. coli-Fracht um 35 % und die Enterokokken-Fracht um 37 %. Im Winterhalbjahr ist die prozentuale Abnahme der Entlastungsfrachten größer als im Sommer.

Die Gesamtentlastungsrate der Langzeitsimulation verringert sich von 61 % auf 46 %. Die Abnahme um 15 % ist eine positive Entwicklung, allerdings erscheint nach Erfahrungswerten aus anderen Projekten eine Entlastungsrate von 46 % immer noch relativ hoch.

In Tabelle 5.17 sind die Überlaufereignisse und –dauern sowie die Entlastungsfrachten für die einzelnen Bauwerke für den IST- sowie den Ausbauzustand dargestellt. Dies soll verdeutlichen, dass der Rückgang der Anzahl der Entlastungen sowie der Entlastungsmenge stark bauwerksabhängig ist.

Bei den meisten bereits im Ist-Zustand existierenden Regenüberlaufbecken (TG1, TG2, U1001, U1002, U1003, U1004, U1006 und U1008), bleiben die Überlaufereignisse und Entlastungsvolumen im Ausbauzustand im Rahmen der Rechenungenauigkeit gleich. Dies trifft auch auf die Regenüberläufe Colmar-Berg 1 (U1042) und Erpeldange Château (U1011) zu.

An den Regenüberläufen Welsdorf (U1041), Schieren Nord (U1009) und Gilsdorf (U1055) die zu Regenüberlaufbecken ausgebaut werden, nehmen die Entlastungsvolumina signifikant ab.

Auch an den bereits bestehenden Becken Ettelbrück Süd (U1013) und Bettendorf (U0005) ist eine deutliche Abnahme der Entlastungsabflusssummen zu verzeichnen, obwohl das Volumen gleich bleibt. Grund dafür ist die Verringerung der angeschlossenen undurchlässigen Fläche, da zusätzliche Becken gebaut werden und Abkopplungsmaßnahmen umgesetzt werden.

Diekirch 5 (U1005) wird auch von einem Regenüberlauf zu einem Regenüberlaufbecken umgebaut, was mit einer starken Zunahme des Entlastungsvolumens verbunden ist. Das deutet auf ein vergleichsweise zu klein bemessenes Speichervolumen in Relation zur angeschlossenen Fläche hin.

Tabelle 5.17: Überlaufereignisse und -dauer sowie Entlastungsabflusssummen für Regenüberläufe und Regenüberlaufbecken zum Vergleich zwischen dem Ist- und dem Ausbauzustand

IST	Ausbau	IST			Ausbau		
Bauwerk		Ereignisse	Überlauf-	Entlastungs-	Ereignisse	Überlauf-	Entlastungs-
			dauer	abflusssumme		dauer	abflusssumme
			[h]	[m³]		[h]	[m³]
RUE U1042	RUE U1042	71	90	2.872	72	94	2.960
RUE U1041	RUB U1041	78	206	27.451	69	140	20.839
RUE U1009	RUB U1009	78	188	38.710	63	80	24.549
RUE EB	ersetzt durch	50	54	71.245			
	RUB EH				43	34	10.096
	RUB ETS				63	54	10.562
	RUB U1014				61	88	42.337
	RUB EN				68	237	112.611
RUE U1011	RUE U1011	18	4	1.839	18	4	1.859
RUE ED	RUB Baatz	53	39	33.577	65	99	67.773
RUE U1005	RUB U1005	62	62	42.965	68	187	76.841
RUE U1055	RUB U1055	75	144	55.081	34	20	12.435
RUE KA	entfällt	81	571	376.702			
RUB TG1	RUB TG1	40	38	11.313	42	40	11.817
RUB U1006	RUB U1006	50	79	31.687	49	78	31.465
RUB TG2	RUB TG2	45	54	31.780	44	46	33.180
RUB U1008	RUB U1008	56	121	41.175	56	119	40.932
RUB U1013	RUB U1013	70	150	56.008	48	55	14.838
RUB TG3	RUB TG3	45	39	16.955	39	40	4.547
RUB U1002	RUB U1002	61	89	36.796	59	81	35.213
RUB U1001	RUB U1001	61	139	84.374	60	137	83.939
RUB U1004	RUB U1004	60	80	13.809	60	80	13.805
RUB U1003	RUB U1003	66	82	28.978	65	77	28.136
RUB TG4	RUB TG4	39	35	29.600	34	30	23.230
RUB U0004	RUB U0004	0	0	0	13	5	1.269
RUB U0005	RUB U0005	68	183	69.298	46	92	22.819
	RUE LL				0	0	0
	RUE LTA				0	0	0
	RUB U0116				60	86	5.842
	RUB U1046				56	111	82.111

## 6. Belastung aus diffusen Quellen

Der Eintrag von Nährstoffen und Bakterien aus diffusen Quellen in die Fließgewässer erfolgt über die Eintragspfade (Behrendt, 2003):

- atmosphärische Deposition
- Erosion
- Abschwemmung
- Grundwasser
- Dränagen

In Abhängigkeit der Eintragswege erfolgen vielfältige Transformations-, Verlust- und Rückhalteprozesse. In Bild 6.1. sind beispielhaft die diffusen Eintragspfade für Nährstoffe dargestellt.

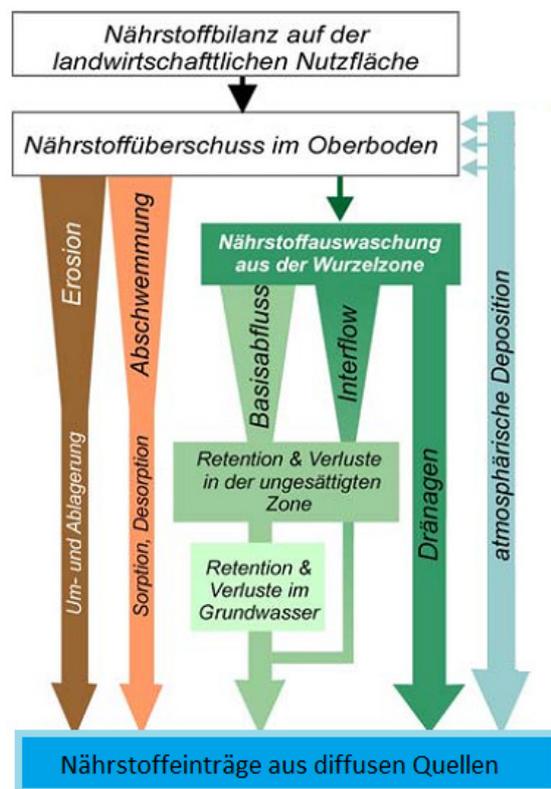


Bild 6.1: Eintragspfade aus diffusen Quellen in die Fließgewässer (nach dem Modell Moneris ohne Abfluss aus versiegelten Flächen beschrieben in (Behrendt, 2003))

Für die Quantifizierung der diffusen Quellen stehen mehrere Methoden zur Verfügung:

- Messung der einzelnen Eintragspfade
- Verwendung von Modellen für die Ermittlung der Frachten aus den einzelnen Eintragspfaden und Abgleich der Ergebnisse mit den gemessenen Stofffrachten im Gewässer
- Abschätzung der diffusen Einträge über spezifische Frachten in Abhängigkeit von der Landnutzung der Gewässereinzugsgebietsflächen

Die Messung der einzelnen Eintragspfade ist mit einem hohen messtechnischen Aufwand verbunden. Für den Einsatz von Modellen sind Daten zur Flächennutzung, Bodenarten Neigungsklassen zu ermitteln (Behrendt, 2003). Im Rahmen des Projektes wird die diffuse Belastung vereinfacht über spezifische Jahresfrachten in Abhängigkeit von der Landnutzung ermittelt. Ein Abgleich der Ergebnisse erfolgt mit den gemessenen Stofffrachten im Gewässer.

### **6.1 Spezifische Frachten in Abhängigkeit von der Flächennutzung**

Für die Ermittlung der spezifischen Frachten in Abhängigkeit von der Flächennutzung werden Literaturdaten ausgewertet. Die spezifischen Frachten für die Nährstoffeinträge werden in der Literatur (Fehr 2000, ATV-DWVK 2004, Kubiniok 2005, Prahsuhn 1999) überwiegend über Modelansätze ermittelt und mit den gemessenen Stofffrachten im Oberflächengewässer abgeglichen. In Tabelle 6.1 sind Literaturdaten zusammengestellt. Die Einzugsgebiete Leuk, Blies und Theel I-III liegen im Saarland und entsprechen dem Gewässertyp 5 „Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche“ und sind vergleichbar mit den kleineren Flüssen im Untersuchungsgebiet. Für die bakteriologische Belastung der Fließgewässer in Abhängigkeit von der Flächennutzung liegen nur Messungen von (Kistemann et al., 2007) vor (siehe Tabelle 6.2). Ein Großteil der Frachten wird in dem dort untersuchten Einzugsgebiet der Swist über Acker und Wald eingetragen. Die Frachteinträge für die Flächennutzungsart Weide liegt mit 0,5 % für E. coli und 2 % für Enterokokken sehr niedrig. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die ausgewählte Fläche für die Landnutzung Weide sehr extensiv genutzt wurde und lediglich für eine Gesamtdauer von 14 Tagen mit Vieh bestanden war. Der Eintrag von E. coli aus Grünflächen bei intensiver Beweidung durch Großvieh konnte über Messungen im Gewässer in der Studie auf ca. 20-fach höher abgeschätzt werden. Bei intensiver Beweidung im gesamten Einzugsgebiet würde sich der Frachteintrag für Weide damit von 0,5 % auf 10 % erhöhen.

Tabelle 6.1: Spezifische N und P-Frachten aus diffusen Quellen in Abhängigkeit von der Flächennutzung

Einzugsgebiet	Ilmenau	Leuk	Blies	Theel-III	Bodensee
Literaturquelle	(Fehr, 2000)*	(Kubiniok, 2000)	(Kubiniok, 2000)	(Kubiniok, 2000)	(Prasuhn 1999)
Parameter	Nges				
Einheit	kg N/(ha*a)				
Ackerfläche (Erosion)	9,4	7,1	7,8	9,2	1,3
Ackerfläche (Zwischen-, Dränabfluss, Grundwasser)		29,9	30,8	38,7	39,7
Wald (Abschwemmung)	6,3	0,6	0,7	0,7	0,1
Wald (Auswaschung)					6,5
Weide (Abschwemmung)	6,3	4,3	5,2	5,5	0,4
Weide (Auswaschung / Drainage)					9,7
Sonstige Fläche	0,0	2,5	3,2	3,3	17,7

\* Angabe bei Fehr 2000 in [kg/a], Umrechnung über die zugehörige Fläche in kg/(ha\*a)

Einzugsgebiet	Ilmenau	Leuk	Blies	Theel-III	Bodensee
Literaturquelle	(Fehr, 2000)*	(Kubiniok, 2000)	(Kubiniok, 2000)	(Kubiniok, 2000)	(Prasuhn 1999)
Parameter	Pges				
Einheit	kg P/(ha*a)				
Ackerfläche (Erosion)	0,67	1,80	2,29	2,45	0,70
Ackerfläche (Zwischen-, Dränabfluss, Grundwasser)		0,04	0,05	0,05	0,30
Wald (Abschwemmung)	0,17	0,03	0,05	0,05	0,00
Wald (Auswaschung)					0,10
Weide (Abschwemmung)	0,17	0,12	0,15	0,15	0,40
Weide (Auswaschung / Drainage)					0,20
Sonstige Fläche	0,00	0,00	0,14	0,19	0,20

\* Angabe bei Fehr 2000 in [kg/a], Umrechnung über die zugehörige Fläche in kg/(ha\*a)

Tabelle 6.2: Spezifische E.-coli und Enterokokken-Einträge aus diffusen Quellen in Abhängigkeit von der Flächennutzung

Einzugsgebiet	Swist						
Literaturquelle	(Kistemann et al., 2007)						
Parameter	E.-coli			Enterokokken			Fläche
Einheit	KBE/(ha*a)	KBE/a	%	KBE/(ha*a)	KBE/a	%	m <sup>2</sup>
Acker	2,5E+11	3,1E+15	<b>67,5</b>	1,18E+10	<b>1,51E+14</b>	34	<b>127.160.000</b>
Wald	1,5E+11	1,3E+15	<b>27,9</b>	2,24E+10	<b>1,90E+14</b>	42	<b>84.966.000</b>
Weide	9,4E+09	2,3E+13	<b>0,5</b>	3,22E+09	<b>8,01E+12</b>	2	<b>24.854.000</b>
Sonstige Fläche	1,0E+11	2,0E+14	<b>4,2</b>	5,23E+10	<b>1,00E+14</b>	22	<b>19.131.800</b>
diffus gesamt	1,8E+11	<b>4,7E+15</b>	100	1,56E+10	4,49E+14		256.111.800

\* die hervorgehobenen Daten sind dem Bericht (Kistemann et al., 2007) entnommen

## 6.2 Flächennutzung im Untersuchungsgebiet

Für die Ermittlung der Landnutzung im Untersuchungsraum werden CORINE Land Cover Daten (CLC) von 2006 von dem Ministère du Développement durable et des Infrastructures (Département de l'Environnement) verwendet. CORINE steht für Coordinated Information on the Environment. CLC ist ein Projekt zur einheitlichen Klassifikation der wichtigsten Formen der Landnutzung, das von der EU-Kommission angestoßen wurde. Hierbei beträgt die kleinste Erhebungseinheit 25 ha und die Mindestbreite bei länglichen Elementen 100 m. (Deutsches Zentrum für Luft und Raumfahrt 2011, Umweltbundesamt 2011). In Bild 6.2 ist die Flächennutzung im Untersuchungsgebiet dargestellt. Die Gesamtfläche beträgt 183 km<sup>2</sup>, hiervon sind 40 % der Fläche bewaldet, 27 % Ackerland und 19 % Grünland. Die restlichen 14 % der Fläche sind Ortschaften, Industriegebiete und komplexe Parzellenstrukturen. In Tabelle 6.3 ist die Fläche und die Flächennutzung der einzelnen Teileinzugsgebiete des Bilanzraums zusammengefasst. Die Teileinzugsgebiete sind in Bild 2.1 dargestellt.

Tabelle 6.3: Einzugsgebietsflächen der Messstellen und prozentuale Anteile der Landnutzung

Teileinzugsgebiete	Fläche	Acker	Wald	Weide	sonstige
	[km <sup>2</sup> ]	[%]	[%]	[%]	[%]
Michelau-Sure	6,7	21	57	1	21
Erpeldange-Sure	11,5	33	43	11	13
Ingeldorf-Sure	2,1	12	36	42	10
Diekirch-Sure	10,9	44	19	14	22
Tirelbach-Sure	12,2	25	33	36	7
Bleesbrück-Sure	1,5	35	18	0	47
Blees-Sure	60,0	30	42	20	9
Bettendorf-Sure	2,7	34	15	10	41
Ettelbrück-Wark	1,0	39	0	7	54
Ettelbrück-Alzette	52,3	26	38	23	13
Colmer-Berg-Attert	22,1	15	58	2	25
Summe	183	29	33	15	24

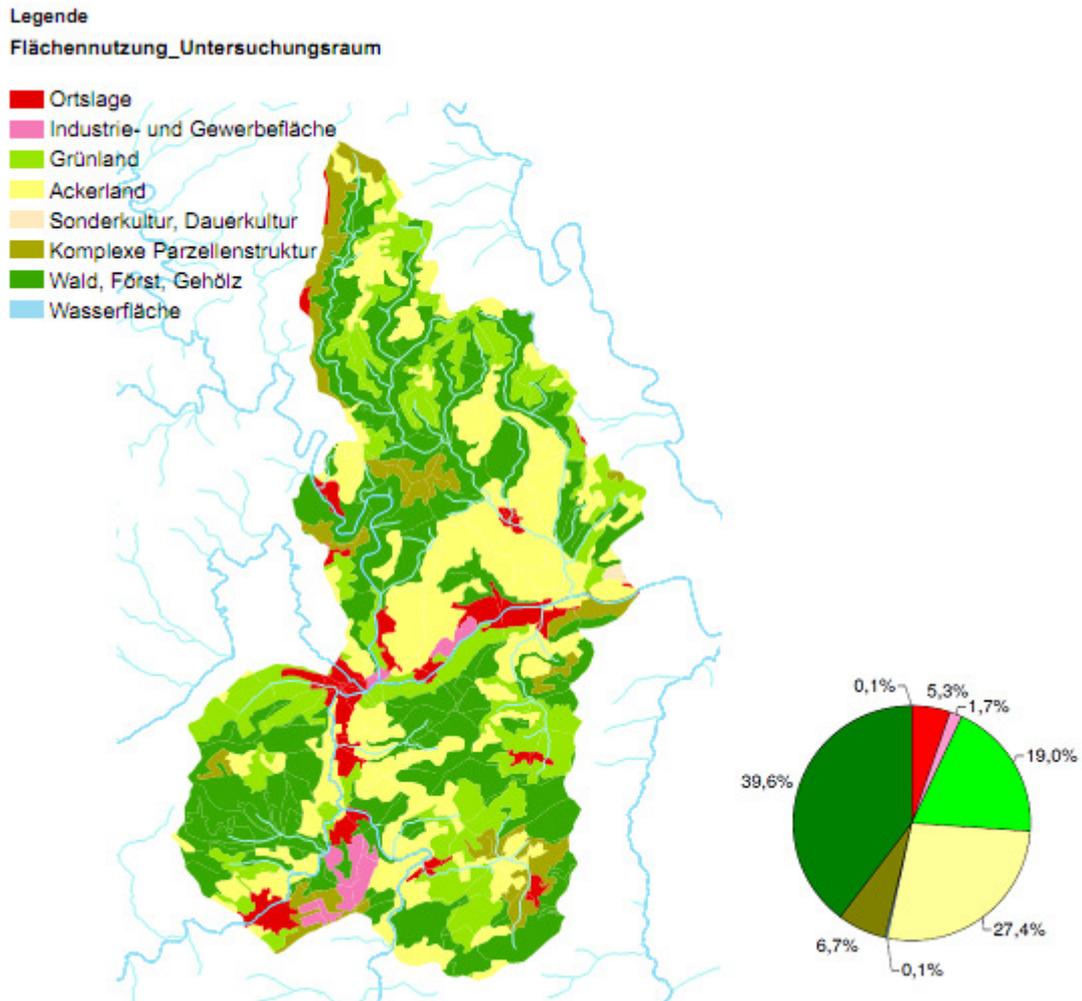


Bild 6.2: Flächennutzung im Einzugsgebiet

### 6.3 Abschätzung der Belastungen aus diffusen Quellen

Für die Abschätzung der Belastung aus diffusen Quellen für den betrachteten Bilanzraum werden die in Tabelle 6.4 angesetzten spezifischen Jahresfrachten angesetzt. Die Werte sind abgeleitet aus den Literaturwerten der Tabelle 6.1 und Tabelle 6.2. Für den Eintrag von N und P aus diffusen Quellen wird der Mittelwert für die Gewässer Leuk, Blies und Theel (Saarland) angesetzt. Diese Gewässer entsprechen dem Gewässertyp 5 und sind vergleichbar mit den kleineren Gewässern wie Wark, Attert, Bles im betrachteten Untersuchungsgebiet der Sauer. Für die mikrobiologische Belastung aus diffusen Quellen werden die Literaturdaten von (Kistemann et al., 2007) verwendet. Im Einzugsgebiet der Sauer liegt nur eine geringe Beweidung mit Großvieh vor, daher werden auch die niedrigen Ansätze für die Flächennutzungsart Weide aus (Kistemann et al., 2007) übernommen.

Tabelle 6.4: Angesetzte spezifische Frachten bezogen auf die Flächennutzung zur Berechnung der diffusen Belastung im Einzugsgebiet der Sauer

Parameter	$N_{ges}$	$P_{ges}$	E.-coli	Enterokokken
Einheit	kg/(ha*a)	kg/(ha*a)	KBE/(ha*a)	KBE/(ha*a)
Acker	41,2	2,20	2,5E+11	1,2E+10
Wald	0,6	0,04	1,5E+11	2,2E+10
Weide	5,0	0,10	1,0E+10	3,0E+09
Sonstige Fläche	3,0	0,11	1,0E+11	5,2E+10

Unter Berücksichtigung der Flächennutzung im Einzugsgebiet nach Tabelle 6.3 und den spezifischen Frachten in Abhängigkeit von der Landnutzung kann der Eintrag an diffusen Quellen entlang des Fließwegs der Sauer ermittelt werden.

### Nährstoffe

In Bild 6.3 ist die prozentuale Aufteilung der Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen für die unterschiedliche Flächennutzung dargestellt. Insgesamt werden 234 Mg N/a und 12 Mg P/a aus den diffusen Quellen ermittelt. Der Haupteintrag sowohl für N als auch für P erfolgt über die Ackerflächen.

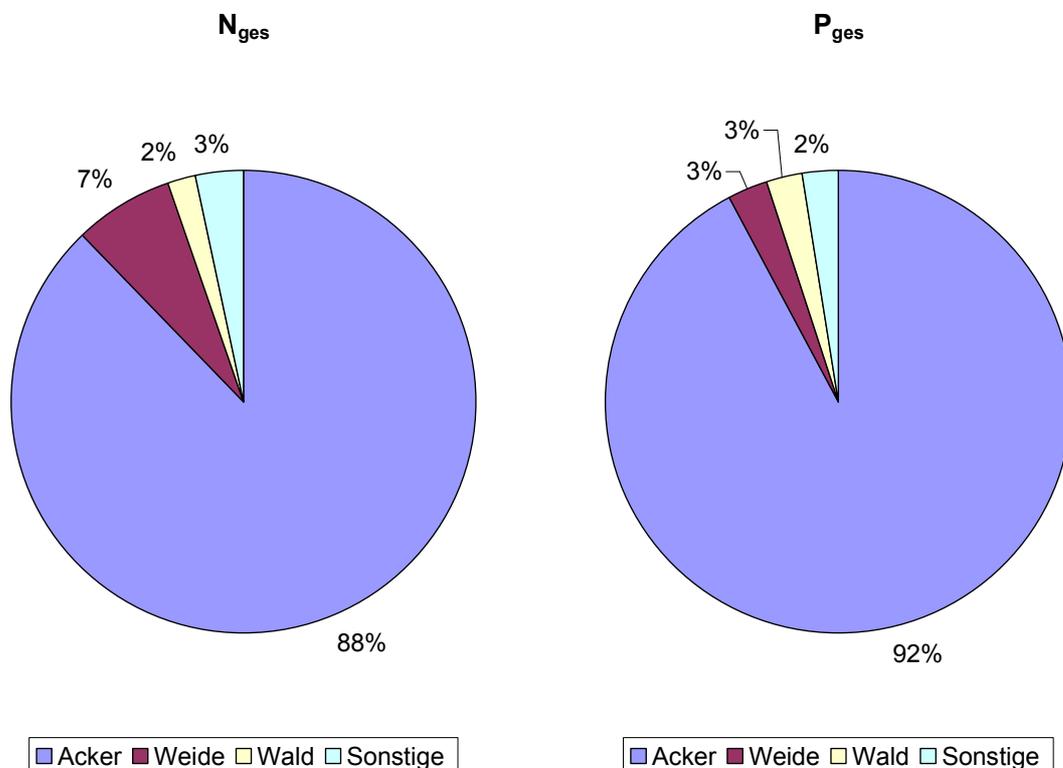


Bild 6.3: Prozentuale Aufteilung der Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen in Abhängigkeit von der Flächennutzung

In Bild 6.4 sind die ermittelten diffusen Nährstoffeinträge aus den einzelnen Einzugsgebieten dargestellt. Von Michelau über Erpeldange bis zum Zufluss der Alzette (18 km<sup>2</sup>) wird ein Eintrag von 23 Mg N/a ermittelt, das entspricht ca. 10 % am gesamten diffusen Eintrag. In diesen Teileinzugsflächen befinden sich 28 % Ackerflächen, 8 % Weidefläche, 48 % Waldfläche und der Anteil der sonstigen Flächen beträgt 16 %. Aus den Einzugsgebieten bei Ettelbrück werden 84 Mg N/a (36 %) ermittelt. Das Gebiet beinhaltet die Teileinzugsgebiete der Alzette, Attert und Wark im Untersuchungsraum (75 km<sup>2</sup>), davon sind 23 % Ackerfläche, 16 % Weidefläche, 44 % Waldfläche und 17 % gehören zur sonstigen Fläche. Von den 84 Mg N/a, aus der Alzette, stammen rund 16 Mg N/a aus dem Einzugsgebiet der Attert (zwischen Bissen und Colmer Berg), ungefähr 2 Mg N/a aus dem Einzugsgebiet der Wark und 66 Mg N/a aus dem Einzugsgebiet der Alzette. Nach dem Zufluss der Alzette werden weitere 23 Mg N/a (10 %) über die diffusen Quellen bis zum Zufluss des Tirelbaachs ermittelt. Der Eintrag aus dem Einzugsgebiet des Tirelbaachs wird mit 15 Mg N/a (6 %) berechnet. Weitere 82 Mg N/a (35 %) werden über das Einzugsgebiet der Blees ermittelt. Dieses Gebiet beinhaltet 60 km<sup>2</sup> und hat einen Anteil an Ackerflächen von 30 % und einen Waldanteil von 42 %. Die Einträge, die aus den Einzugsgebieten nach dem Zufluss der Blees in die Sauer gelangen, liegen bei nur 6 Mg N/a (3 %).

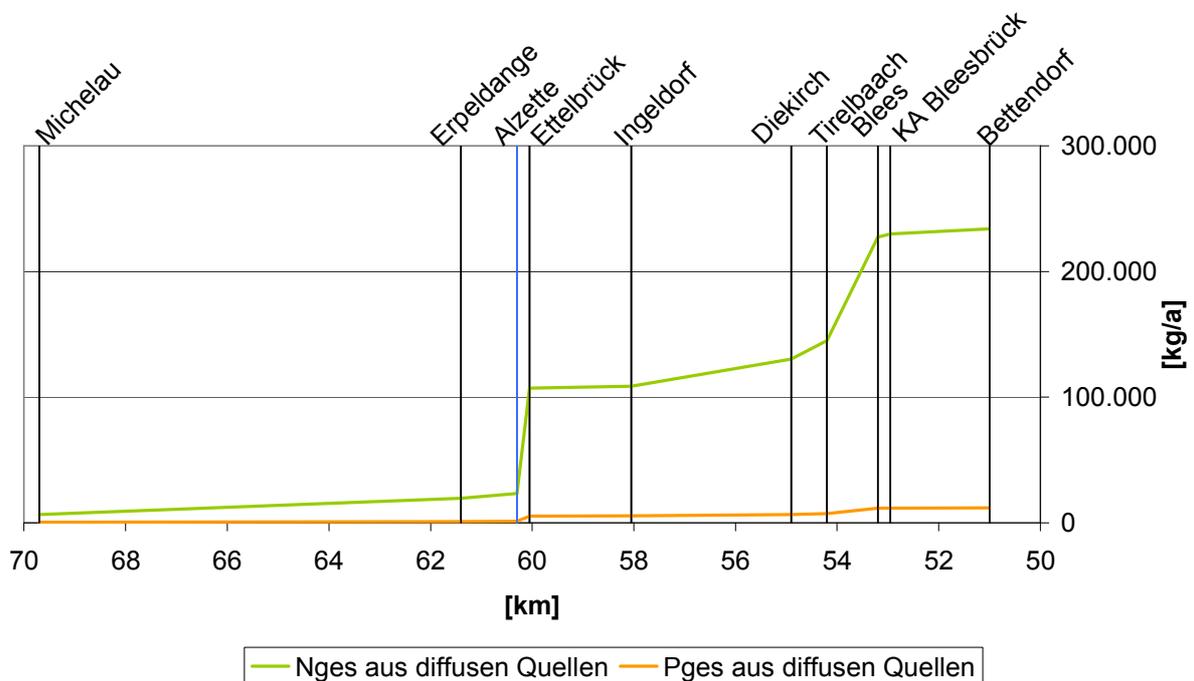


Bild 6.4: Prozentuale Aufteilung der Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen in Abhängigkeit von der Flächennutzung

In dem Untersuchungsraum werden 1,2 Mg P/a (10 %) bis zum Zufluss der Alzette in die Sauer ermittelt. Durch die Einträge aus den Einzugsgebieten bei Ettelbrück steigt die Fracht um 36 % (4,2 Mg P/a) durch die diffusen Quellen an. Von den 4,2 Mg P/a werden 3,3 Mg P/a aus dem Einzugsgebiet der Alzette, 0,8 Mg P/a aus dem der Attert und 0,1 Mg P/a aus dem der Wark ermittelt. Über die Einzugsgebiete Ingeldorf, Diekirch und Tirelbaach beträgt die Frachtzufuhr etwa 1,9 Mg P/a (16 %). Über das Einzugsgebiet der Blees werden weitere 4,1 Mg P/a (35 %) ermittelt. Der übrige Eintrag über Bleesbrück bis Bettendorf beträgt 0,3 Mg P/a (3 %).

### **Bakteriologische Belastung**

In Bild 6.5 ist die prozentuale Aufteilung der bakteriologischen Belastung aus diffusen Quellen für die unterschiedliche Flächennutzung dargestellt. Insgesamt wird eine E. coli-Fracht von  $2,7E+15$  KBE/a und eine Enterokokken-Fracht von  $3,7E+14$  KBE/a aus den diffusen Quellen ermittelt. Der Haupteintrag für E. coli und Enterokokken erfolgt über Acker und Waldflächen. Ein hoher Eintrag erfolgt für die Enterokokken auch über die sonstigen Flächen, dies ist auf die hohen gemessenen Frachten für dieses Flächennutzung aus der Studie (Kistemann et al., 2007) zurückzuführen.

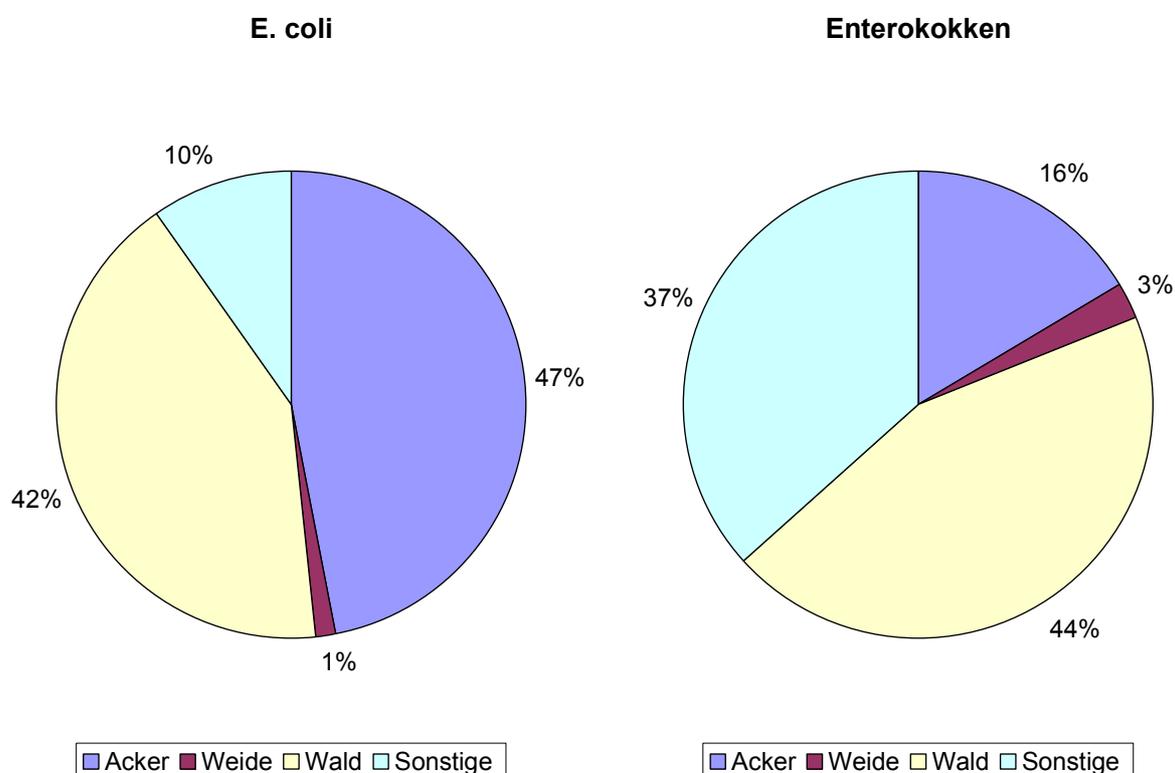


Bild 6.5: Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen entlang des Fließweges der Sauer

In Bild 6.6 sind die ermittelten E. coli- und Enterokokken-Frachten für die einzelnen Abschnitte der Sauer dargestellt. Von Michelau über Erpeldange bis zum Zufluss der Alzette gelangen 11 % der E. coli-Fracht ( $2,9E+14$  KBE/a) in die Sauer. Der Anteil, der über die Einzugsgebiete bei Ettelbrück erfolgt, liegt hier bei 40 % der E. coli-Fracht ( $1,07E+15$  KBE/a). Bis zum Zufluss der Blees wird über die Einzugsgebiete Ingeldorf, Diekirch und Tirelbaach ein Eintrag von 13 % ( $3,5E+14$  KBE/a) ermittelt. 33 % ( $1,1E+15$  KBE/a) werden über das Einzugsgebiet der Blees berechnet und der Eintrag von Bleesbrück bis Bettendorf liegt bei insgesamt 2 % ( $6,4E+13$  KBE/a).

Vom Anfang des Untersuchungsraums in Michelau bis zum Zufluss der Alzette gelangen 11 % der Enterokokken Fracht ( $4,1E+13$  KBE/a) in die Sauer. Durch den Zufluss der Alzette kommen weitere  $1,63E+14$  KBE/a (44 %) an Enterokokken in Ettelbrück hinzu. Über die Einzugsflächen Ingeldorf, Diekirch und Tirelbaach werden  $4,5E+13$  KBE/a (12 %) ermittelt. Über die Einzugsfläche der Blees werden  $1,1E+14$  KBE/a (29 %) berechnet. Der Anteil, der über die Flächen Bleesbrück und Bettendorf ermittelt wird, liegt bei 3 % ( $1,3E+13$  KBE/a).

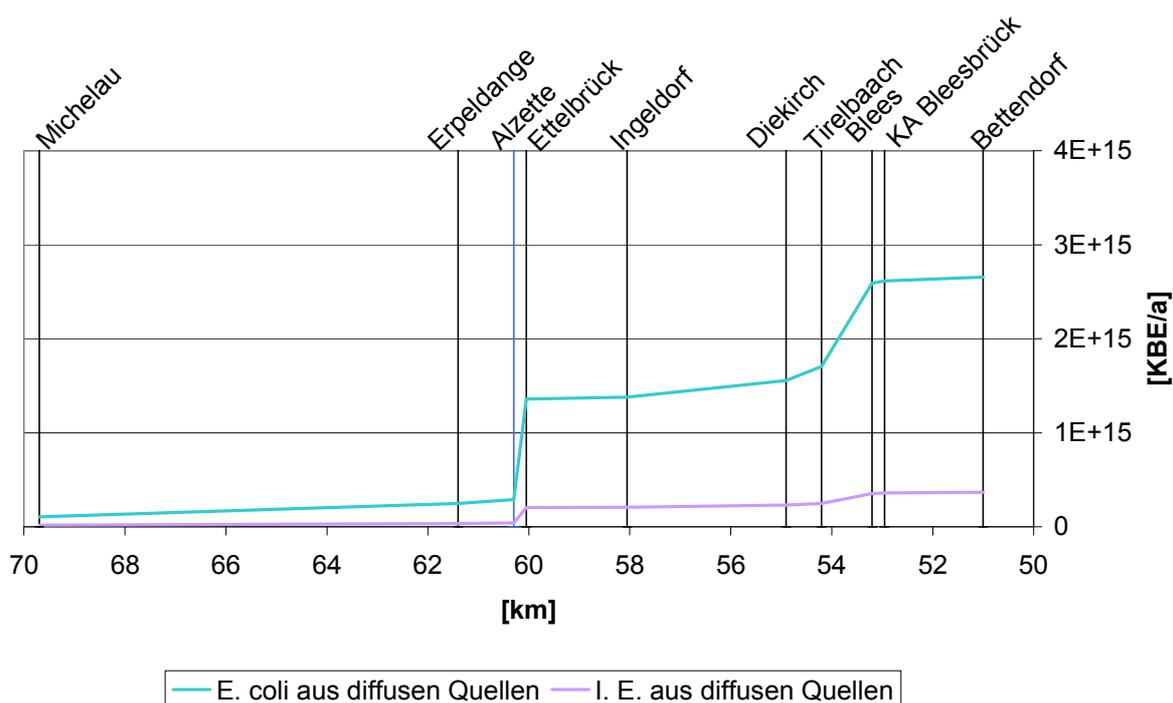


Bild 6.6: Bakteriologische Belastung aus diffusen Quellen entlang des Fließweges der Sauer

## 6.4 Abschätzung der Selbstreinigung im Gewässer

### 6.4.1 Nährstoffe

Das Selbstreinigungsvermögens der Sauer im Untersuchungsgebiet für den Parameter Ammonium wird analog zur Studie von (Schmitt et al., 2003) ermittelt. Die Berechnungen basieren auf den Differentialgleichungsansätzen der DVWK Mitteilungen 21 (DVWK-Mitteilungen 21, 1990). Die Elimination von Ammonium im Gewässer erfolgt durch suspendierte und sessile Bakterien und ist abhängig von der Organismenmenge, Temperatur, Substratkonzentration und O<sub>2</sub>-Konzentration im Wasser.

Die Nitrifikationsrate durch sessile Bakterien wird durch folgende Gleichung beschrieben:

$$dc_{NH_4-N,ses} = v_{max,ses} * \frac{c_{NH_4-N}}{k_{NH_4-N} * c_{NH_4-N}} * \frac{c_{O_2}}{k_{O_2} * c_{O_2}} * f(T) * \frac{A_{Oberfläche}}{V} * dt$$

Die Nitrifikation durch suspendierte Mikroorganismen wird durch folgende Gleichung beschrieben:

$$dc_{NH_4-N,sus} = \mu_{max,sus} * f(T) * \frac{c_{NH_4-N}}{k_{NH_4-N} * c_{NH_4-N}} * \frac{c_{O_2}}{k_{O_2} * c_{O_2}} * c_{NH_4-N} * dt$$

Die Temperaturabhängigkeit f(T) kann nach (Wolf, 1974) wie folgt beschrieben werden.

Für 15°C ≤ T ≤ 35°C:

$$f(T) = \frac{1,5}{\left(\frac{T-32}{17}\right)^2 + 1}$$

Für 0°C < T < 15°C:

$$f(T) = 0,75 * 1,108^{(T-15)}$$

mit:

f(T) Temperaturabhängigkeit der Nitrifikationsrate

v<sub>max,ses</sub> maximale Nitrifikationsrate der sessilen Mikroorganismen bei 20°C; 2,3 g/m<sup>2</sup>\*d  
(Kirchesch und Müller, 1984)

μ<sub>max,sus</sub> Wachstumsgeschwindigkeit der suspendierten Nitrifikanten bei 20°C; 0,27-0,61 1/d  
(Kirchesch und Müller, 1984)

c<sub>NH<sub>4</sub>-N</sub> Anfangskonzentration des Substrats in mg/l

k<sub>NH<sub>4</sub>-N</sub> Halbwertskonzentration für Ammonium bei 20 °C; 3,6 mg/l  
(Kirchesch & Müller 1984)

k<sub>O<sub>2</sub></sub> Halbwertskonzentration für Sauerstoff bei 20 °C; 0,5-1,0 mg/l (Hajek, 1984)

Die Änderung der O<sub>2</sub>-Konzentration im Längsverlauf der Sauer ist gering. Die Sauerstoffkonzentration liegt im untersuchten Sauerabschnitt zwischen 6 und 12 mg/l. Daher kann die Sauerstoffzehrung durch CSB und Ammonium sowie der physikalische O<sub>2</sub>-Eintrag vernachlässigt werden. Für die Berechnung der NH<sub>4</sub>-N Abbaugeschwindigkeit wird daher vereinfacht eine konstante Sauerstoffkonzentration von 8 mg/l angesetzt. Die Ammoniumkonzentration liegt zwischen 0,05-0,65 mg/l. Für die Ermittlung der Selbstreinigung wird die mittlere NH<sub>4</sub>-N-Konzentration in Ingeldorf von 0,4 mg/l angesetzt. Für die Berechnung wird die Sauer in einzelne Abschnitte unterteilt. Die physikalischen und hydraulischen Randbedingungen der einzelnen Abschnitte der Sauer sind im Anhang 6 dargestellt. In Tabelle 6.5 ist das Selbstreinigungsvermögen der Sauer für den Parameter Ammonium für die Winter und Sommermonate angegeben. Aufgrund der höheren Temperatur ist die Umsatzrate in den Sommermonaten höher. Im Jahresmittel erfolgt ein Abbau von Ammonium ca. 22.000 kg/a. Dies entspricht einer Ammoniumkonzentrationsabnahme von 0,04 mg/l. Es wird keine Denitrifikation berücksichtigt, die N<sub>anorg</sub>-Konzentration bleibt gleich.

Tabelle 6.5: Selbstreinigung der Sauer für den Parameter Ammonium

Ort		Sommer	Winter	Gesamt
		NH4	NH4	NH4
Von	bis	[kg/a]	[kg/a]	[kg/a]
Michelau	Erpeldange	4.247	1.585	5.831
Erpeldange	Ettelbrück ohne Alzette	626	236	863
Ettelbrück ohne Alzette	Ettelbrück	236	86	322
Ettelbrück	Ingeldorf	2.629	949	3.578
Ingeldorf	Diekirch	3.492	1.279	4.771
Diekirch	Tirelbaach	551	204	755
Tirelbaach	Blees	889	324	1.212
Blees	Bleesbrück	218	79	298
Bleesbrück	Bettendorf	3.363	1.218	4.581
Summe		16.250	5.961	22.211

#### 6.4.2 Bakterien

In schwach belasteten Fließgewässern vermehren sich Bakterien aufgrund der niedrigen Temperaturen und des geringen Nahrungsangebotes in der Regel nicht, sondern sterben nach einer gewissen Fließstrecke ab. Faktoren wie Temperatur, Sonnenlicht, Verdünnung, Salzgehalt, toxische Substanzen, Nahrungsangebot, Plankton und Bakteriophagen bestimmen die Überlebensdauer von Darmbakterien. Als günstigste Lebensbedingung für E. coli wird nach (Kistemann et al., 2001) eine Wassertemperatur von 20 °C angegeben. Die Lebensdauer beträgt 7,9 Tage und verkürzt sich bei 4 °C bis auf 2,5 Tage. Der bevorzugte pH-Wert von Bakterien liegt bei 7,3. Die Halbwertszeiten von coliformen Bakterien betragen je nach pH-Wert (6-8) und Wassertemperatur 0,5 bis 5 Tage (Kistemann et al. 2001). Nach

(Güde, 2002) kann bei Fäkalbakterien unter natürlichen Bedingungen im Wasser mit raschen Absterberaten bei einer Halbwertszeit von einem bis wenigen Tagen gerechnet werden.

Für die Ermittlung der Absterberate wird folgender Ansatz von (Shilton & Harrison 2003) gewählt:

$$dc_{Bakt} = k_{Bakt} * c_{Bakt} * dt$$

mit

$k_{Bakt}$  = spezifische Absterbekonstante der Bakterien [1/d]

$c_{Bakt}$  = Konzentration der Bakterien [KBE/100 ml]

Für die spezifische Absterbekonstante kann nach (Chairman et al., 1986) 0,2/d für heterotrophe Bakterien bei einer Temperatur von 10 °C angenommen werden. Nach (U. S. Environmental Protection Agency, 2001) wird für E. coli-Bakterien eine Absterbekonstante von 0,20/d und für die Enterokokken 0,23/d bei 15 °C in natürlichen Oberflächengewässern angenommen. Im Gegensatz dazu gehen (Güde, 2002), (Waldhoff, 2008) und (Weiss & Popp, 2004) von deutlich höheren Absterberaten für E. coli als für Enterokokken aus, jedoch werden keine Zahlen angegeben.

Für die Ermittlung der Sterberate wird eine Absterberate von 0,2/d bei einer mittleren Wassertemperatur von 15 °C für E.Coli als auch Enterokokken angesetzt. Je Gewässerabschnitt werden die während der Messkampagnen 2011 gemessene mittlere bakterielle Belastung berücksichtigt. In Tabelle 6.6 ist die Frachtabnahme angegeben. Im Jahresmittel ergibt sich eine Frachtabnahme von  $8E+14$  KBE/a für E.-coli und  $9E+13$  für Enterokokken. Dies entspricht einer Konzentrationsabnahme von 100 KBE/100 ml für E.-coli und von 11 KBE/100 ml für Enterokokken bezogen auf die Messstelle Bettendorf.

Tabelle 6.6: Selbstreinigung der Sauer für die bakteriologischen Parameter

Ort		Messwert		Frachtabnahme	
		E.-coli	Enterokokken	E.-Coli	Enterokokken
Von	bis	[KBE/100ml]	[KBE/100ml]	[KBE/a]	[KBE/a]
Michelau	Erpeldange	1597	177	$9,3E+13$	$1,0E+13$
Erpeldange	Ettelbrück ohne Alzette	1605	177	$1,3E+13$	$1,4E+12$
Ettelbrück ohne Alzette	Ettelbrück	3760	694	$8,2E+12$	$1,5E+12$
Ettelbrück	Ingeldorf	5660	623	$1,9E+14$	$2,1E+13$
Ingeldorf	Diekirch	3748	562	$1,7E+14$	$2,5E+13$
Diekirch	Blees	4428	304	$1,5E+14$	$1,0E+13$
Blees	Bleesbrück	5301	510	$3,5E+13$	$3,3E+12$
Bleesbrück	Bettendorf	5297	509	$1,3E+14$	$1,3E+13$

## 7. Frachtbilanz für die Nährstoffe sowie die bakteriologische Belastung

Um den Einfluss der Kläranlage Bleesbrück im Vergleich zu den Frachten aus der Mischwasserentlastung und den diffusen Quellen zu beurteilen, werden die einzelnen Frachten aus Punkt- und diffusen Quellen für den Ist-Zustand sowie für den Ausbau der Kläranlage bilanziert. Bei der Auswertung werden die Jahre 2007, 2008 und 2009 betrachtet. Für das Jahr 2009 erfolgt beispielhaft eine Bewertung der Frachten für den Winter- und Sommerzeitraum, weiterhin werden die Frachteinträge bei Trockenwetter ermittelt.

### 7.1 Ermittlung der Belastungen für den Ist-Zustand und den Ausbauzustand

#### 7.1.1 Abfluss

Aus Punktquellen werden im Untersuchungsraum etwa 7 Mio. m<sup>3</sup>/a in die Sauer eingeleitet. Hiervon beträgt der bilanzierte Anteil von Mischwasserentlastungen 17 % (1,2 Mio. m<sup>3</sup>/a). Der Abfluss der Kläranlage Bleesbrück hat einen Anteil von 70 % (4,9 Mio. m<sup>3</sup>/a), der Rest (0,9 Mio. m<sup>3</sup>/a) stammt aus den kleineren Kläranlagen im Untersuchungsraum. In Bild 7.2 sind die Jahresmittelwerte der Einleitungsmengen der Mischwasserentlastungen und Kläranlagen für das Jahr 2009 gegenübergestellt.

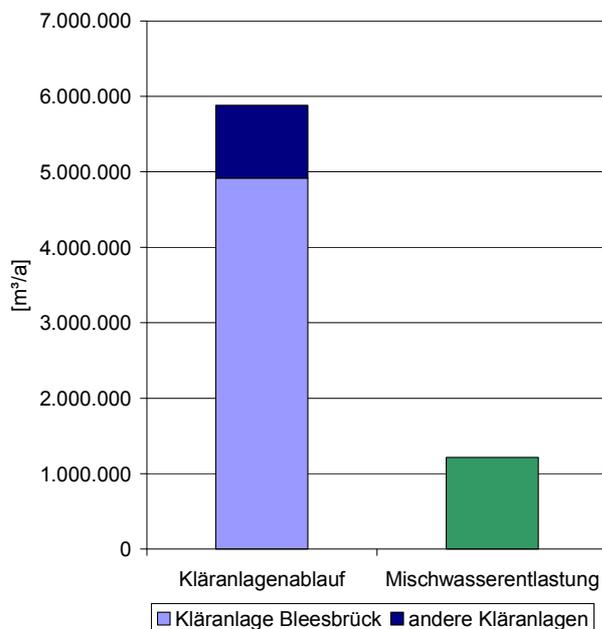


Bild 7.1: Anteil der Punktquellen am Wasserzufluss für 2009

Die diffusen Belastungen werden über den Oberflächen- und Basisabfluss in die Sauer eingetragen. Dieser Abfluss wird aus der Differenz der Zuflüsse und Abflüsse abzüglich der Einleitungen aus den Punktquellen im Bilanzraum abgeschätzt. Unter Berücksichtigung der Ergebnisse aus Kapitel 3.1 ergibt sich ein Zufluss im Bilanzraum aus Oberflächen- und Basisabfluss von 60 Mio. m<sup>3</sup>/a. Insgesamt nimmt der so ermittelte Wasserzufluss aus diffusen Quellen einen Anteil von 89 % im Ist-Zustand ein. Der Anteil der Punktquellen beträgt 11 %.

Mit der Erweiterung der Kläranlage Bleesbrück auf 130.000 Einwohnerwerte erhöht sich die zu behandelnde Wassermenge auf 9,2 Mio m<sup>3</sup>/a. Die entlastete Mischwassermenge reduziert sich auf 0,9 Mio m<sup>3</sup>/a durch den Neubau von Rückhaltevolumen und durch die Erhöhung des Drosselzuflusses zur Kläranlage. Insgesamt erhöht sich im Ausbauzustand der Anteil der Punktquellen am Gesamtabfluss auf 16 %.

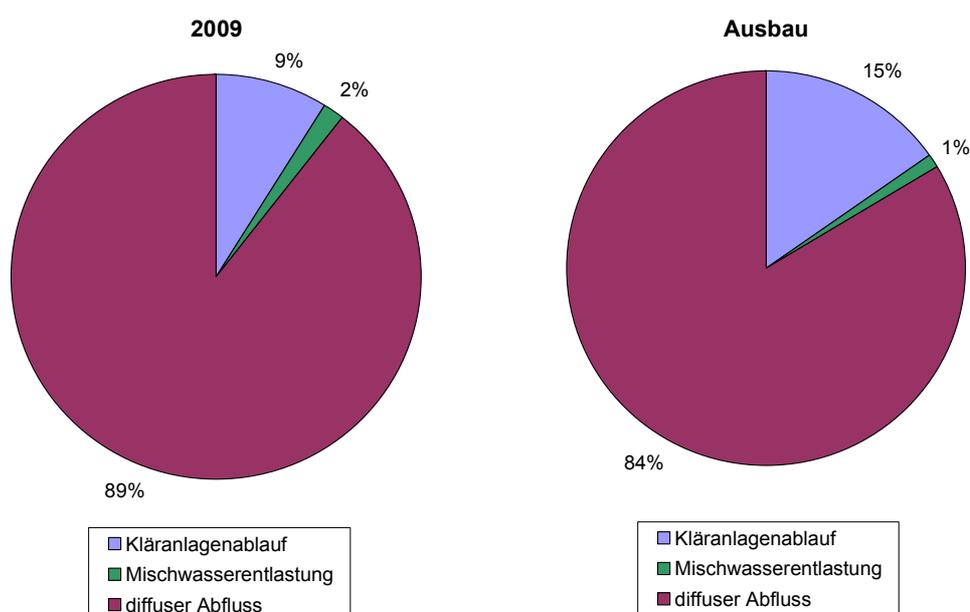


Bild 7.2: Anteil der Punkt- und diffusen Quellen am Wasserzufluss für 2009 und für den Ausbauzustand

### 7.1.2 Nährstoffe

In Bild 7.3 sind die im Bilanzraum eingetragene Stickstoff- und Phosphorfrachten aus Mischwasserentlastung, Kläranlagen, diffusen Quellen und unter Berücksichtigung der Selbstreinigung im Längsschnitt der Sauer dargestellt. Insgesamt werden zwischen 370 und 400 Mg N/a sowie 25 und 30 Mg P/a in den Bilanzraum eingetragen.

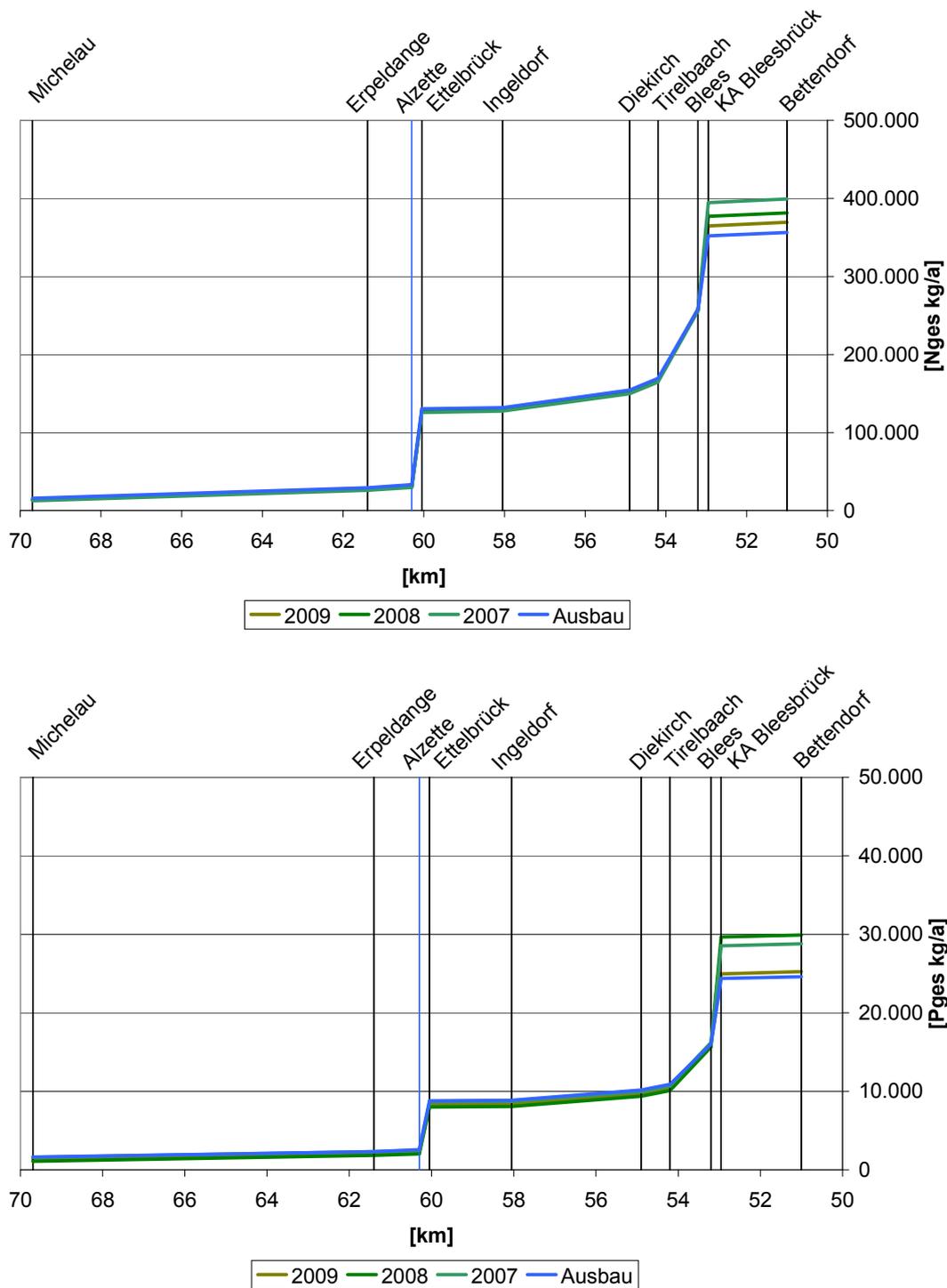


Bild 7.3: Bilanzierte  $N_{ges}$ - und  $P_{ges}$ - Fracht aus Punktquellen und diffusen Quellen im Längsschnitt der Sauer

Die Verläufe aller betrachteten Jahre sind sehr ähnlich. Der Frachteintrag durch die Alzette ist deutlich zu erkennen. Ebenso erfolgt ein Anstieg zwischen Diekirch und der Blees. Durch das relativ große Einzugsgebiet der Blees liegt hier der Hauptanteil der eingetragenen Frachten bei den diffusen Quellen. Nach der Blees ist der Frachteintrag durch die Kläranlage Bleesbrück deutlich zu erkennen. Durch die Selbstreinigung im Gewässer werden 22 Mg

$\text{NH}_4\text{-N}$  zur  $\text{NO}_3\text{-N}$  umgewandelt. Da keine Denitrifikation im Gewässer berücksichtigt wurde, hat die Selbstreinigung keinen Einfluss auf die  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Konzentration.

Bild 7.4 zeigt die anteilige bilanzierte Stickstoff- und Phosphorfracht aus Punkt- und diffusen Quellen im Untersuchungsraum. Die ermittelte Stickstofffracht aus der Mischwasserentlastung liegt in den betrachteten Jahren (2007-2009) bei einer Größenordnung von 6 bis 7 Mg N/a. Für die Kläranlagen wird ein Frachteintrag von 130 bis 160 Mg N/a ermittelt. Davon stammen zwischen 100 und 130 Mg N/a von der Kläranlage Bleesbrück. Der ermittelte diffuse Eintrag liegt bei 235 Mg N/a und hat den größten Anteil von 60 bis 65 % an der Gesamtbelastung. Bild 7.5 zeigt den Ammonium- und Nitratanteil an der Gesamtstickstofffracht. Für die diffusen Frachten liegen keine Daten vor, es wurde ein Verhältnis von  $\text{NH}_4\text{-N/N}$  von 0,05 gewählt. Für den Ist-Zustand zeigt sich, dass ungefähr die Hälfte der Ammoniumfracht im Bilanzraum aus den Kläranlagen eingetragen wird. Mit dem Ausbau der Kläranlage Bleesbrück reduziert sich der Ammoniumanteil an der Gesamtstickstofffracht von 18 % für 2009 auf 10 %.

Die ermittelte Phosphorfracht aus der Mischwasserentlastung liegt mit rund 1 Mg P/a für die Jahre 2007 bis 2009 bei etwa 4 bis 5 %. Der Anteil der Kläranlagen schwankt zwischen 12 und 17 Mg P/a. Davon stammen, je nach Jahr, zwischen 72 und 82 % von der Kläranlage Bleesbrück. Der Anteil des ermittelten Phosphoreintrags über die diffusen Quellen nimmt mit ca. 12 Mg P/a etwa 40 bis 48 % der Gesamtbelastung im Bilanzraum ein.

Die Nährstofffrachten aus den Kläranlagen übersteigen die Frachten aus der Mischwasserentlastung um ein Vielfaches. Diese prozentuale Verteilung zeigt sich auch in der Studie von (Behrendt et al., 2003). In dieser Studie wurden die Veränderungen der Stickstoff- und Phosphoreinträge aus dem Flusseinzugsgebieten in Deutschland in die Meeresgebiete von Nord- und Ostsee von 1983 bis 2000 untersucht. In dem Zeitraum von 1983 bis 1997 lagen die Anteilsfrachten der Punktquellen in Deutschland bei 31 bis 41 % (Stickstoff) bzw. 34 bis 70 % (Phosphor). Die Anteilsfrachten reduzieren sich in dem Zeitraum 1998 bis 2000 auf 19 % (Stickstoff) bzw. 27 % (Phosphor) durch den Ausbau von Kläranlagen aufgrund der verschärften Anforderungen der EU-Richtlinie 91/271/EWG. Die bilanzierten Frachten der Punktquellen der Sauer entsprechen den Ergebnissen aus Deutschland aus den Jahren 1983 bis 1997. Der relativ hohe Frachtanteil aus den Punktquellen im Untersuchungsraum ist auf die niedrige Eliminationsrate von 11 % Stickstoff und 55 % Phosphor der Kläranlage Bleesbrück zurückzuführen. Nach der EU-Richtlinie 21/271/EWG werden Eliminationsraten von 75 % Stickstoff und 80 % Phosphor gefordert.

Mit dem Ausbau der Kläranlage und des Kanalnetzes können trotz des prognostizierten Bevölkerungsanstieges die Emissionen leicht reduziert werden. Dies ist auf die geringeren Entlastungsraten aus der Mischkanalisation als auch auf die verbesserte Eliminierungsrate der Kläranlage Bleesbrück, insbesondere für den Parameter Stickstoff von bisher 11 % auf 82 %, zurückzuführen.

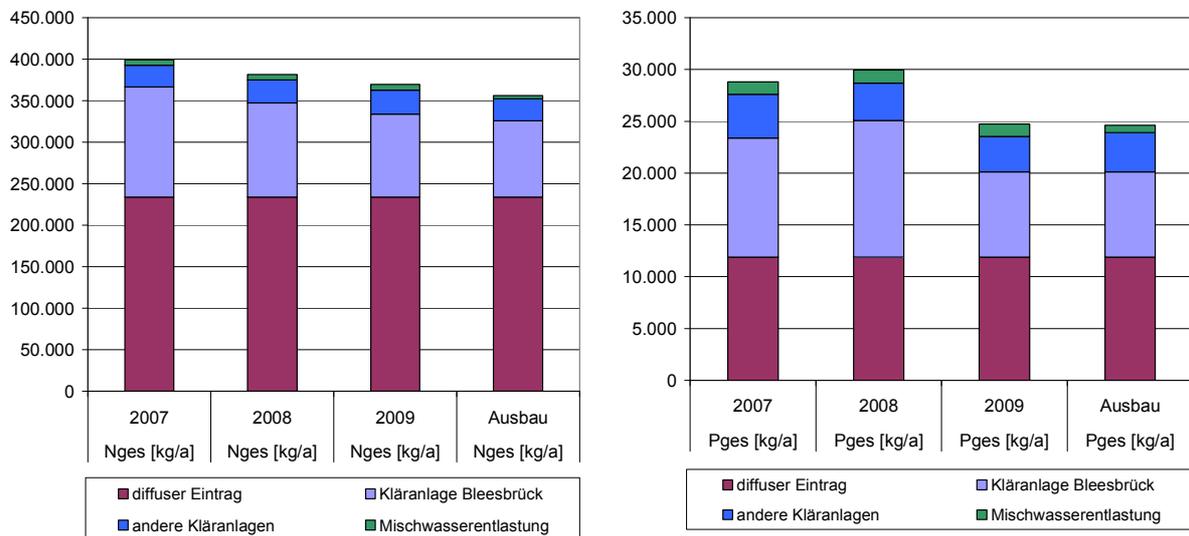


Bild 7.4: Jahresfrachten von  $N_{ges}$  und  $P_{ges}$  im Bilanzraum aus Kläranlagen, Mischwasserentlastung und diffusen Quellen für die Jahre 2007 bis 2009 und für den Ausbauzustand

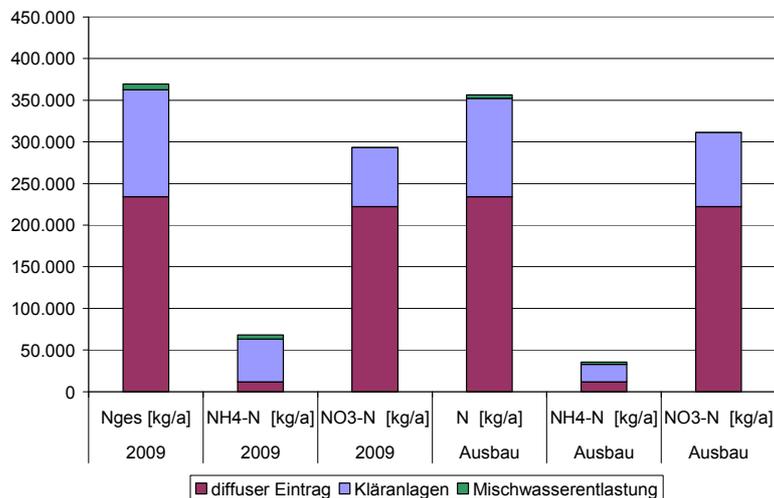


Bild 7.5: Abschätzung der Jahresfrachten von  $N_{ges}$ ,  $NH_4-N$  und  $NO_3-N$  für das Jahr 2009 und für den Ausbauzustand

### 7.1.3 Bakterien

In Bild 7.6 sind die im Bilanzraum eingetragene E. coli- und Enterokokken-Frachten aus Mischwasserentlastung, Kläranlagen und diffusen Quellen unter Berücksichtigung der Selbstreinigung im Längsschnitt der Sauer dargestellt.

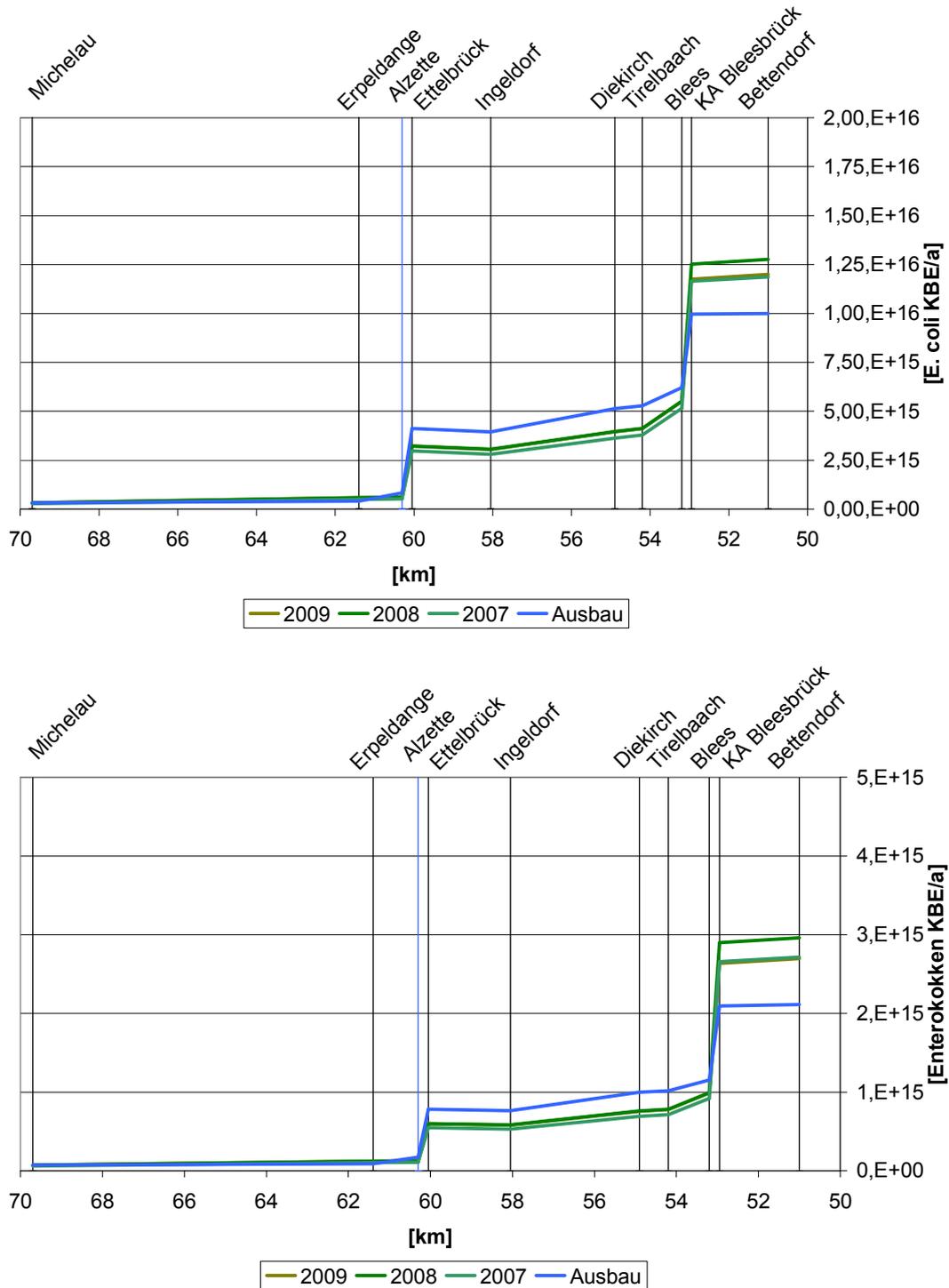


Bild 7.6: Bilanzierte E. coli und Enterokokken Fracht aus Punktquellen und diffusen Quellen Verlauf im Längsschnitt der Sauer

Die eingetragenen Fracht liegt bei ca.  $1,0E+16$  KBE/a für E. coli und  $3,0E+15$  KBE/a für Enterokokken. Die Verläufe aller betrachteten Jahre sind sehr ähnlich. Der Frachteintrag durch die Alzette ist deutlich zu erkennen. Ein langsamer Anstieg ist durch Einträge von diffusen Quellen und von Mischwasserentlastungen im Abschnitt zwischen Ingeldorf und dem Zufluss der Blees bei den E. coli sowie bei den Enterokokken zu beobachten. Nach der Blees ist der Frachteintrag durch die Kläranlage Bleesbrück und den Regenüberlauf vor der Kläranlage deutlich zu erkennen. Der Abbau, der durch die Selbstreinigung erfolgt, liegt bei ca. 6 % für E. coli und 3 % für Enterokokken.

Bild 7.7 zeigt die anteilige bilanzierte E. coli- und Enterokokken-Fracht aus Punkt- und diffusen Quellen im Untersuchungsraum. Bei der bakteriologischen Belastung werden, im Gegensatz zu den Nährstoffeinträgen, deutlich höhere Anteile aus der Mischwasserentlastung ermittelt. Die bilanzierten Anteile aus den Mischwasserentlastungen liegen bei E. coli bei ca. 47 %. Die Kläranlage Bleesbrück macht einen Anteil von 25 % an der Gesamtbelastung aus. Der gesamte Eintrag der Kläranlagen liegt bei ca. 32 %. Der Anteil am diffusen Eintrag ist, verglichen mit den bilanzierten Anteilen der Nährstofffrachten, mit ca. 20 % gering.

Die bilanzierten Anteile aus den Mischwasserentlastungen liegen bei Enterokokken bei ca. 43 %. Die Kläranlage Bleesbrück macht einen Anteil von 37 % an der Gesamtbelastung aus. Der gesamte Eintrag der Kläranlagen liegt bei ca. 44 %. Der Anteil am diffusen Eintrag der Enterokokken ist, verglichen mit den bilanzierten Anteilen der Nährstofffrachten, mit ca. 13 % gering.

Zur Beurteilung der ermittelten bakteriologischen Belastung aus Punkt- und diffusen Quellen erfolgt ein Vergleich mit den Ergebnissen der Studie von Kistemann et al. (2007) für E. coli. In dieser Studie wird ein Anteil von 5 % der Belastung aus Kläranlagen ermittelt. Dies liegt deutlich unter dem hier festgestellten Anteil mit 32 %. Die deutlich höhere bakteriologische Belastung durch Kläranlagen ist zum einen auf die niedrige Eliminierungsrate von E. coli und Enterokokken der Kläranlage Bleesbrück im Vergleich zu den Literaturwerten zurückzuführen. Zum anderen führen die kleinen Kläranlagen im Einzugsgebiet, die nur über eine mechanische Reinigungsstufe verfügen, zu einer Erhöhung der bakteriologischen Belastung. Der Anteil der Mischwasserentlastung liegt im Einzugsgebiet der Swist mit 21 %, ebenfalls unter dem für die Sauer bilanzierten Eintrag (47 %). Dies ist auf die höheren Entlastungsraten im Untersuchungsraum zurückzuführen. Die entlastete Mischwassermenge aus dem Einzugsgebiet der Swist liegt bei der Hälfte der ermittelten Wassermenge im Untersuchungsraum. Der Anteil der E. coli-Frachten aus diffusen Quellen liegt für den Untersuchungsraum

(20 %) deutlich unter dem in der Studie von Kistemann et al. (2007) festgestellten Eintrag (74 %). Der geringere Frachtanteil der diffusen Quellen im Untersuchungsraum ist auf das kleinere Einzugsgebiet bei gleichzeitig deutlich höheren Mischwasserentlastungsraten und geringerer Eliminierungsraten der Kläranlagen zurückzuführen.

Mit dem Ausbau und der Erweiterung der Kläranlage und des Kanalnetzes können trotz des prognostizierten Bevölkerungsanstieges die Emissionen leicht reduziert werden. Dies ist auf die geringeren Entlastungsraten aus der Mischkanalisation als auch durch die zu erwartende verbesserte Eliminierungsrate der Kläranlage zurückzuführen.

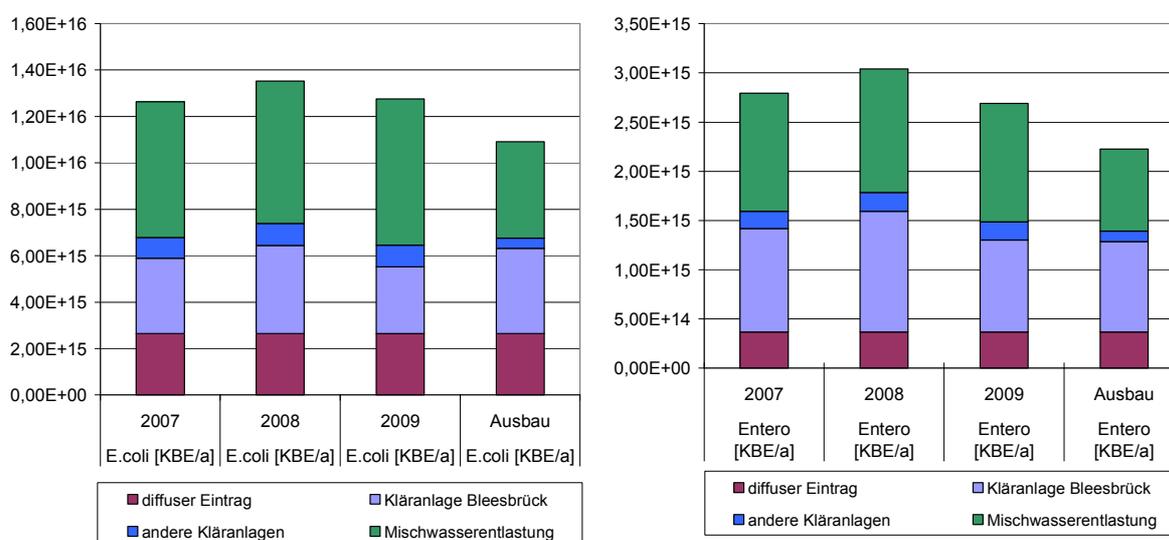


Bild 7.7: Jahresfrachten von E. coli und Enterokokken aus Kläranlagen, Mischwasserentlastung und diffusen Quellen im Bilanzraum für die Jahre 2007 bis 2009 und für den Ausbauzustand

## 7.2 Frachteintrag Sommer- und Winterhalbjahr

Die Frachten in den Wintermonaten sind leicht höher als in den Sommermonaten, was auf höhere Abflussmengen der Kläranlagen und Niederschlagsmengen in den Wintermonaten sowie auf die verbesserte Reinigungsleistung der Kläranlagen bei höheren Temperaturen in den Sommermonaten zurückzuführen ist. Bezogen auf das Jahr 2009 liegen die Stickstoffbelastungen aus Punktquellen bei 33 % (60 Mg N/a) im Sommer und 38 % im Winter (74 Mg N/a) (hochgerechnet auf ein Jahr; das Jahresmittel liegt bei 36 %), bei Phosphor sind es 47 % (etwa 6 Mg P/a) im Sommer und im Winter. Da die Einträge aus den diffusen Quellen für Sommer und Winter konstant angenommen werden, sind die

prozentualen Belastungen aus diffusen Quellen in den Sommermonaten etwas höher, als in den Wintermonaten.

### **7.3 Frachteintrag bei Trockenwetter**

Die Emissionen aus der Mischwasserentlastung führen insbesondere bei den Bakterien zu einer hohen aber kurzfristigen Belastung der Sauer. Bei einer mittleren Fließgeschwindigkeit von 1,5 m/s wird die Strecke zwischen Michelau und Bettendorf in 3 ½ Stunden durchflossen. Untersuchungen in der fließenden Welle an der Isar haben gezeigt, dass ca. 4 h nach einem Mischwasserentlastungsereignis wieder das Ausgangsniveau der Belastung an E. coli und Enterokokken erreicht wird (Rieder, 2002).

Im Gegensatz hierzu führen die Emissionen der Kläranlage zu einer kontinuierlichen Belastung der Sauer, ebenso wie die diffuse Belastung aus dem Basisabfluss. Zur Beurteilung des Frachteintrags bei Trockenwetter werden die Emissionen aus den Kläranlagen und den diffusen Quellen berücksichtigt. Eine Unterscheidung der diffusen Belastung in Basisabfluss und Oberflächenabfluss erfolgt nicht. Die Trockenwetterfracht wird nur für die Kläranlage Bleesbrück ermittelt, da für die anderen Kläranlagen keine Auswertung nach Trockenwettertagen erfolgte. Die ermittelte Tagesfracht wird auf das Gesamtjahr hochgerechnet.

In Bild 7.8 und Bild 7.9 sind die Nährstofffrachten und die bakteriologische Belastung bei Trockenwetter für das Jahr 2009 und für den Ausbauzustand dargestellt. In Tabelle 7.1 ist die ermittelte Konzentrationsänderung für die in den Bilanzraum eingetragenen Frachten angegeben. Für die Berechnung der Konzentration wurde für den Trockenwetterabfluss ein Wert von 13,7 m<sup>3</sup>/s (Medianwert) und für die Gesamtbelastung inklusive Mischwasser ein Wert von 25 m<sup>3</sup>/s (Jahresmittelwert) in Bettendorf angesetzt.

Die Unterschiede zwischen Trockenwetterbelastung und der Gesamtbelastung ist für die Parameter N und P gering. Aufgrund der geringeren Wasserführung bei Trockenwetter führen die Emissionen jedoch zu einer höheren Konzentrationsänderung. Der Wegfall der Mischwasserentlastung führt zu einer deutlichen Reduzierung der E.coli und Enterokokken-Frachten. Aufgrund der geringeren Wasserführung bei Trockenwetter führen die Emissionen jedoch zu einer ähnlichen Konzentrationsänderung.

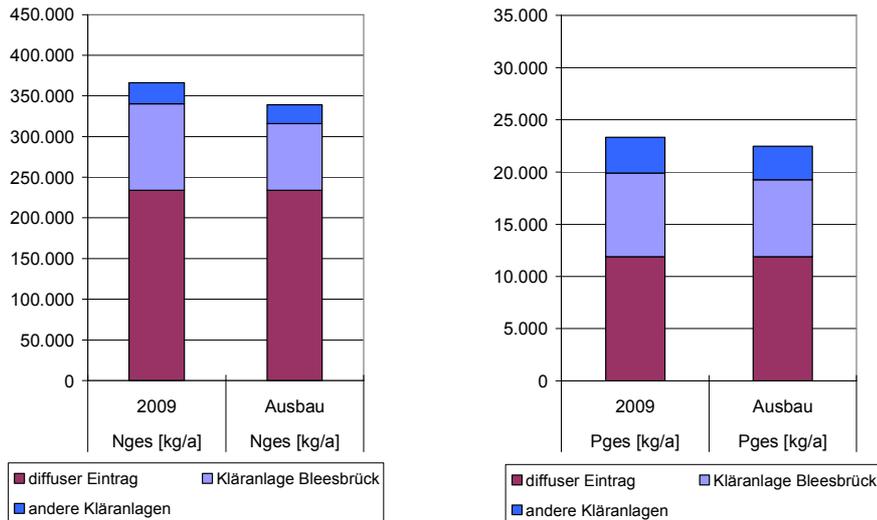


Bild 7.8: Jahresfrachten von N<sub>ges</sub> und P<sub>ges</sub> im Bilanzraum bei Trockenwetter für die Jahre 2009 und für den Ausbauzustand

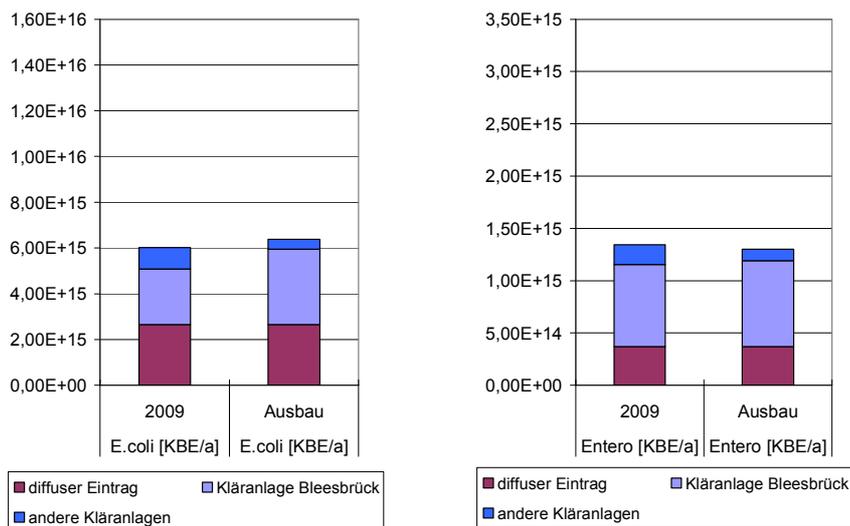


Bild 7.9: Jahresfrachten von E. coli und Enterokokken bei Trockenwetter im Bilanzraum für das Jahr 2009 und für den Ausbauzustand

Tabelle 7.1: Theoretische Konzentrationsänderung in der Sauer an der Messstelle Bettendorf durch die Frachteinträge in den Bilanzraum

	Nges	Pges	E. coli	Enterococci	Q	Nges	Pges	E. coli	Enterococci	Q
	g/m³	g/m³	KBE/100 ml	KBE/100 ml	m³/s	kg/a	kg/a	KBE/a	KBE/a	m³/a
Gesamtbelastung 2009 *	0,47	0,03	1.519	341	25,0	371.454	24.744	1,2E+16	2,70E+15	789.946.148
Gesamtbelastung Ausbau *	0,45	0,03	1.266	267	25,0	356.349	24.604	1,0E+16	2,11E+15	789.946.148
Trockenwetterbelastung 2009 **	0,85	0,05	1.220	293	13,7	368.047	23.336	5,3E+15	1,3E+15	430.466.400
Trockenwetterbelastung Ausbau **	0,79	0,05	1.271	275	13,7	339.148	22.472	5,5E+15	1,2E+15	430.466.400

\*) Gesamtbelastung: Jahresfracht in den Bilanzraum/mittleren Durchfluss

\*\*) Trockenwetterbelastung: mittlere Tagesfracht bei Trockenwetter/Medianwert des Abflusses

## **7.4 Frachteintrag im Bilanzraum im Vergleich zur Gesamtfracht in der Sauer**

Zur Beurteilung der Bilanzierung werden die Emissionen aus den diffusen Quellen, der Kläranlagen und der Mischwasserentlastung mit den Ergebnissen an der Gütemessstelle Bettendorf (siehe Kap. 3) gegenübergestellt. Die Gütemessstelle Bettendorf befindet sich am Ende des Bilanzraums. Neben den ermittelten Frachteinträgen im Untersuchungsraum ist auch die Vorbelastung der Sauer, der Alzette, der Attert und der Wark zu berücksichtigen.

### **7.4.1 Nährstoffe**

Bild 7.10 zeigt die Stickstofffracht an der Messstelle Bettendorf und die bilanzierten Einträge aus diffusen Quellen, Kläranlagen und der Mischwasserentlastung (berechneter Eintrag im Bilanzraum) und die ermittelten Vorbelastungen aus den Gewässern. Die bilanzierte Fracht von 2007 bis 2009 liegt zwischen 2.800 und 4.700 Mg N/a. Die Fracht an der Messstelle in Bettendorf liegt zwischen 3.600 und 5700 Mg N/a. Die bilanzierten Frachten liegen für alle betrachteten Jahre unter der Fracht in Bettendorf.

Die bilanzierte Phosphorfracht von 2007 bis 2009 liegt zwischen 140 und 220 Mg P/a (Bild 7.11). Die Fracht bei der Messstelle Bettendorf liegt zwischen 170 und 310 Mg P/a. Für 2007 und 2009 wird die bilanzierte Fracht zu gering angenommen. Für das Jahr 2008 werden die Einträge zu hoch angenommen, dabei überschreiten schon die Vorbelastungen der Gewässer die Fracht in Bettendorf.

Der Nährstofffracht, die im Bilanzraum eingetragen wird, ist im Vergleich zur Vorbelastung gering.

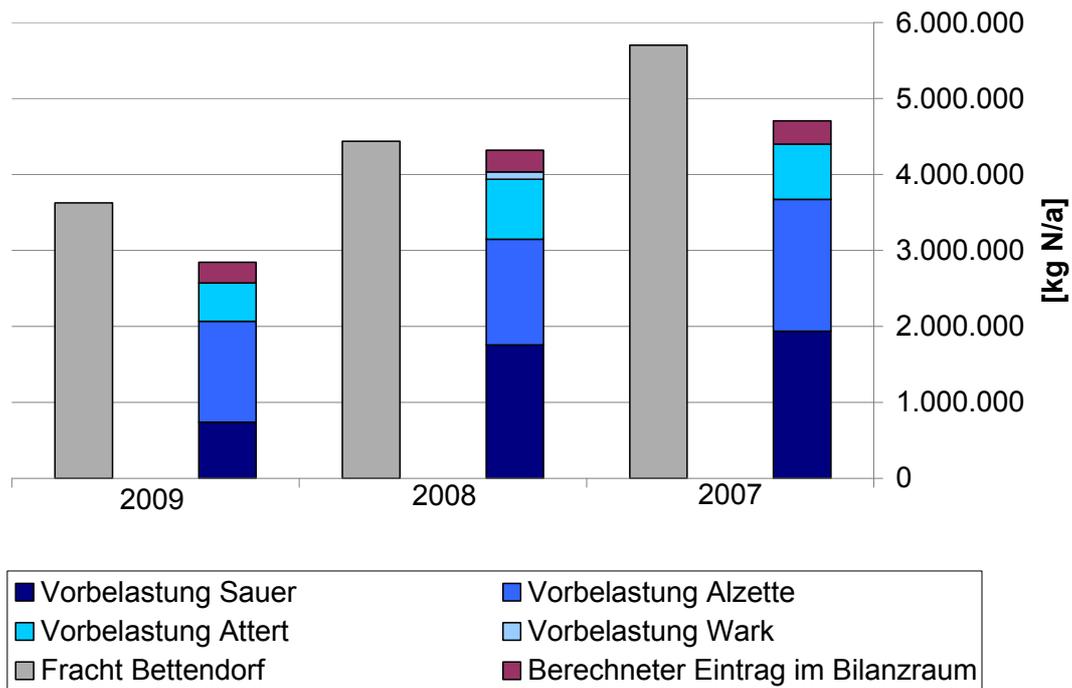


Bild 7.10: Gegenüberstellung der gemessenen und bilanzierten Frachten aus diffusen Quellen, Kläranlagen und Mischwasserentlastung unter Berücksichtigung der Vorbelastung ( $N_{ges}$ )

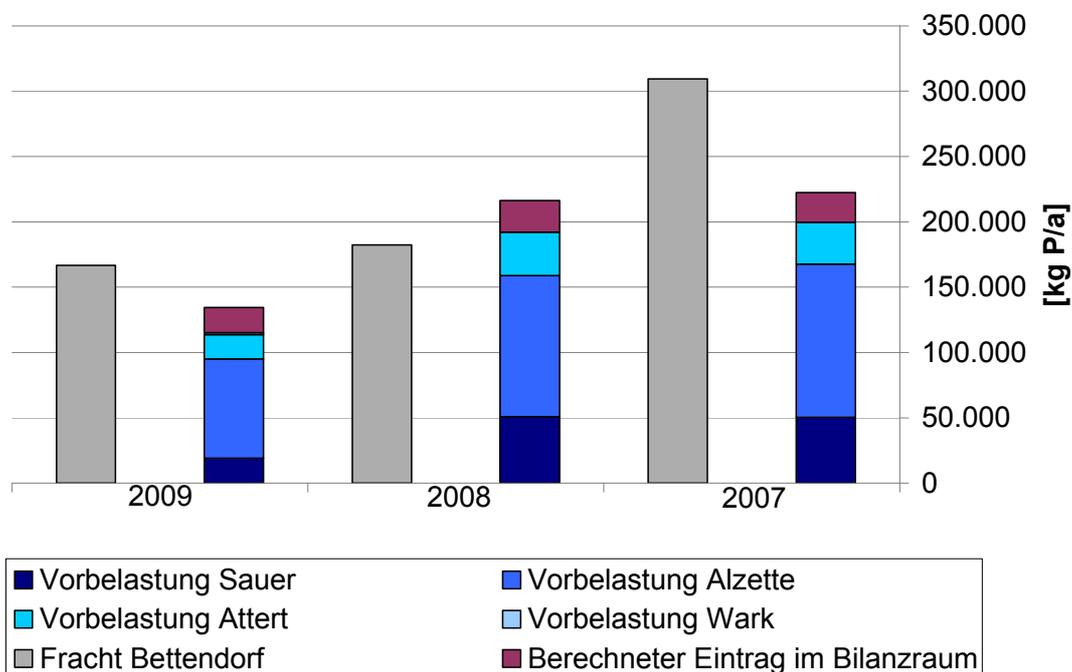


Bild 7.11: Gegenüberstellung der gemessenen und bilanzierten Frachten aus diffusen Quellen, Kläranlagen und Mischwasserentlastung unter Berücksichtigung der Vorbelastung ( $P_{ges}$ )

## 7.4.2 Bakterien

Für die bakteriologische Belastung ist ein direkter Vergleich der gemessenen mit den bilanzierten Frachten nicht möglich, da das bakteriologische Messprogramm im Jahr 2011 stattfand und die Bilanzierung der Frachten im Untersuchungsgebiet für die Jahre 2007 bis 2009 erfolgt. Für die Einordnung der Ergebnisse wird die Fracht aus der Messstelle in Bettendorf von 2011 den bilanzierten Werten gegenübergestellt (siehe Bild 7.12 und Bild 7.13). Die bilanzierten Einträge liegen für die Jahre 2007 bis 2009 für die E. coli Fracht bei  $3,0E+16$  KBE/a. Der gemessene Wert in Bettendorf liegt bei  $4,5E+16$  KBE/a. Aufgrund der hohen Streuung bei den bakteriologischen Messungen kann die Abweichung von ca. einer log-Stufe als gering eingestuft werden. Die ermittelte Enterokokken-Fracht liegt mit  $5,0E+15$  KBE/a in der gleichen Größenordnung wie der Messwert. Die ermittelte Bakterienfracht, die im Bilanzraum eingetragen wird, beträgt im Vergleich zur Vorbelastung ca. 30 %.

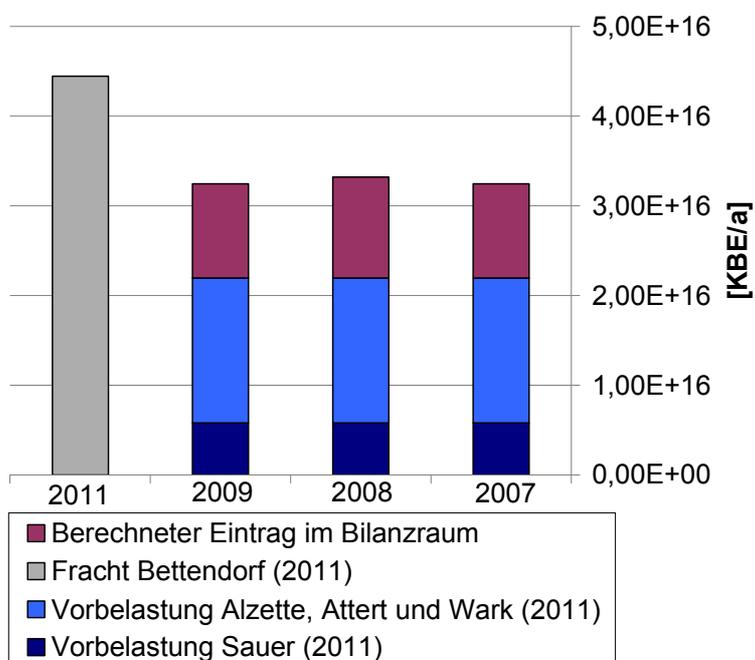


Bild 7.12: Gegenüberstellung der gemessenen und bilanzierten Frachten aus diffusen Quellen, Kläranlagen und Mischwasserentlastung unter Berücksichtigung der Vorbelastung (E. coli)

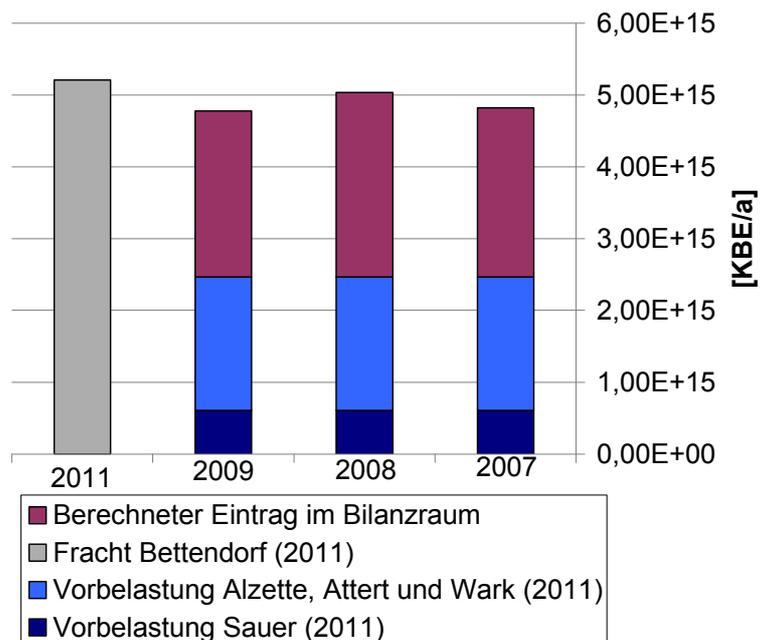


Bild 7.13: Gegenüberstellung der gemessenen und bilanzierten Frachten aus diffusen Quellen, Kläranlagen und Mischwasserentlastung unter Berücksichtigung der Vorbelastung (Enterokokken)

## 8. Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität

### 8.1 Ausbau der Kläranlage Bleesbrück und des Kanalnetzes

#### 8.1.1 Nährstoffe

In Bild 8.1 ist die mittlere Nährstoffkonzentration und der berechnete Konzentrationsanteil, der im Bilanzraum eingetragen wird im Längsverlauf der Sauer dargestellt. Für die Berechnung der Konzentrationen werden die eingetragenen Frachten in den Bilanzraum, die Vorbelastung in Michelau und Ettelbrück sowie der mittlere Durchfluss berücksichtigt. An der Messstelle in Bettendorf führt der Stickstoffeintrag aus dem Bilanzraum zu einer Konzentrationserhöhung von 3,9 mg/l auf 4,4 mg/l. Die Kläranlage Bleesbrück hat einen Anteil von 0,1 mg/l. Die Phosphorkonzentration erhöht sich von 0,18 auf 0,21 mg/l. Der Anteil der Kläranlage Bleesbrück liegt bei 0,01 mg/l.

Mit dem Ausbau der Kläranlage und des Kanalnetzes können trotz des prognostizierten Bevölkerungsanstieges die Emissionen leicht reduziert werden. Die Nährstoffkonzentration reduziert sich kaum an der Messstelle Bettendorf.

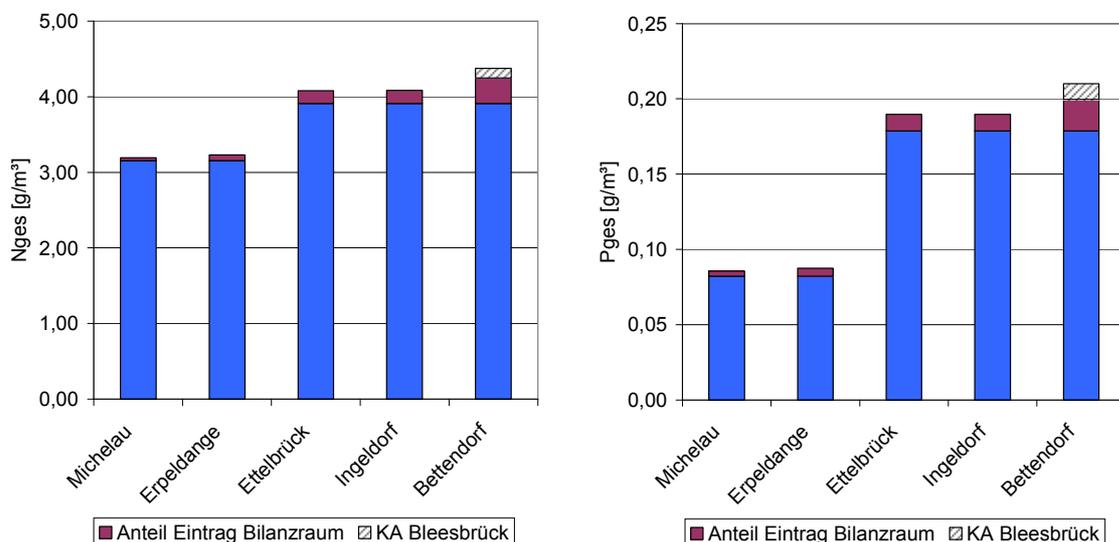


Bild 8.1: Berechneter Konzentrationsanteil für die Punkt- und diffusen Quellen für den Bilanzraum im Ist-Zustand an der gemessenen  $N_{ges}$ - und  $P_{ges}$ -Konzentration im Längsschnitt der Sauer

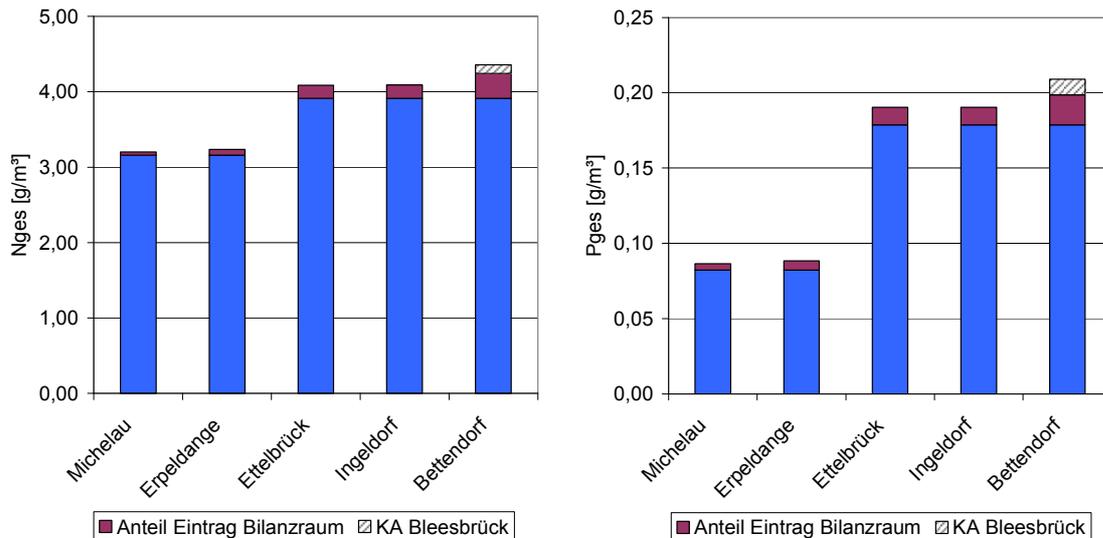


Bild 8.2: Berechneter Konzentrationsanteil für die Punkt- und diffusen Quellen für den Bilanzraum im Ausbauzustand an der gemessenen  $N_{ges}$ - und  $P_{ges}$ -Konzentration im Längsschnitt der Sauer

### 8.1.2 Bakterien

In Bild 8.3 ist die mittlere Bakterienkonzentration und der berechnete Konzentrationsanteil der im Bilanzraum eingetragen wird im Längsverlauf der Sauer dargestellt. Für die Berechnung der Konzentrationen werden die eingetragenen Frachten in den Bilanzraum, die Vorbelastung in Michelau und Ettelbrück aus der Messkampagne 2011 sowie der mittlere Durchfluss berücksichtigt. An der Messstelle in Bettendorf erhöht sich die E. coli-Konzentration von 2.880 auf 4.400 KBE/100 ml. Die Kläranlage Bleesbrück hat einen Anteil von 360 KBE/100 ml. Die Enterokokken-Konzentration erhöht sich von 440 auf 780 KBE/100 ml. Die Kläranlage Bleesbrück hat einen Anteil von 120 KBE/100 ml.

Mit dem Ausbau und der Erweiterung der Kläranlage und des Kanalnetzes können trotz des prognostizierten Bevölkerungsanstieges die Emissionen reduziert werden. Die E. coli und Enterokokken-Konzentration reduziert sich um 250 KBE/100 ml bzw. um 70 KBE/100 ml an der Messstelle Bettendorf.

Auch ohne Berücksichtigung der eingetragenen Bakterienfracht in den Bilanzraum werden die Grenzwerte der Badegewässerrichtlinie für eine ausreichende Qualität sowohl im Ist- als auch im Ausbauzustand überschritten. Die Werte können nur durch eine Kombination aus Maßnahmen im Bilanzraum und im Oberlauf der Alzette eingehalten werden.

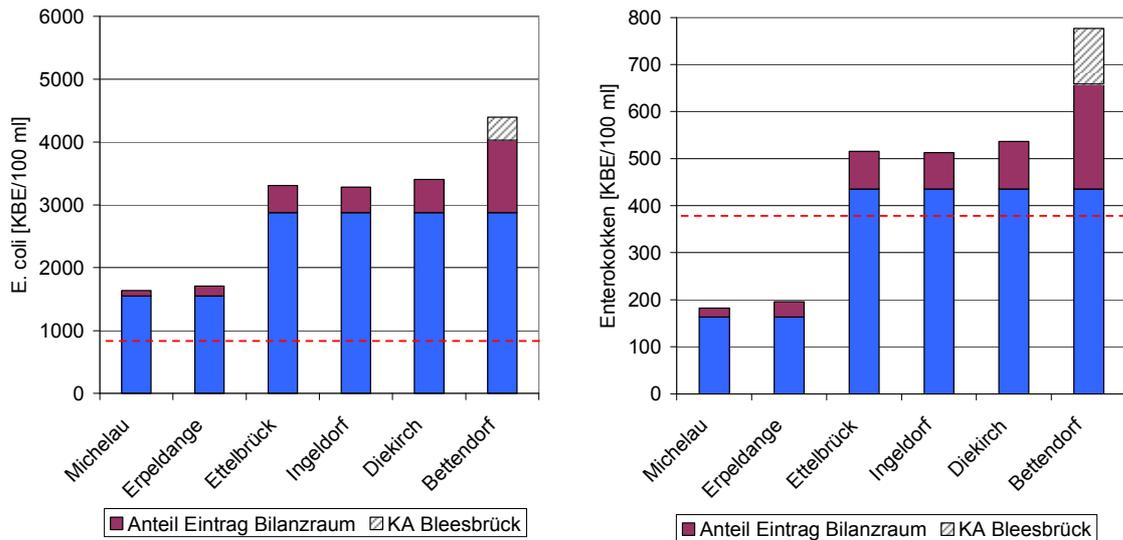


Bild 8.3: Berechneter Konzentrationsanteil für Punkt- und diffuse Quellen für den Bilanzraum im Ist-Zustand an der gemessenen E. coli und Enterokokken-Konzentration im Längsschnitt der Sauer  
 (- - - - Konzentrationsvorgabe Badegewässerrichtlinie)

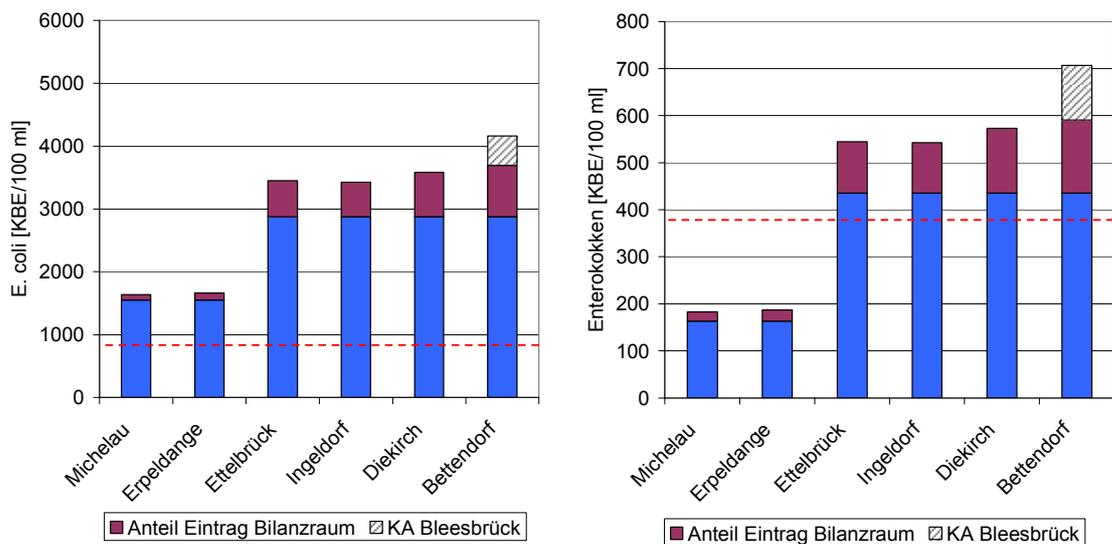


Bild 8.4: Berechneter Konzentrationsanteil für Punkt- und diffuse Quellen für den Bilanzraum im Ausbauzustand an der gemessenen E. coli und Enterokokken-Konzentration im Längsschnitt der Sauer  
 (- - - - Konzentrationsvorgabe Badegewässerrichtlinie)

## 8.2 Weitere Maßnahmen

Durch den Ausbau der Kläranlage und des Kanalnetzes werden die Einträge in die Sauer reduziert, die Grenzwerte der Badegewässerrichtlinie können durch diese Maßnahmen alleine jedoch nicht eingehalten werden. Um die Grenzwerte der Badegewässerrichtlinie für eine ausreichende Qualität zu erreichen, ist eine Kombination von Maßnahmen erforderlich.

Nachfolgend wird der Einfluss folgender Maßnahmen beurteilt:

- Hygienisierung des Ablaufes der Kläranlage Bleesbrück
- Einbindung von Retentionsbodenfiltern an Mischwasserentlastungsschwerpunkten
- Erhöhung der zu behandelnden Mischwassermenge auf der Kläranlage
- Reduzierung der Vorbelastung der Alzette

Mit der Einbindung einer Filteranlage und einer UV-Anlage auf der Kläranlage Bleesbrück kann die E. coli-Ablaufkonzentration auf 50 KBE/100ml und die Enterokokken-Ablaufkonzentration auf 10 KBE/100ml reduziert werden (Popp & Huber, 2005). Die E. coli-Konzentration in der Sauer reduziert sich um 460 KBE/100 ml und die Enterokokken-Konzentration um 116 KBE/100 ml. Der Betrieb der UV-Anlage wäre nur in den Sommermonaten während der Badesaison erforderlich.

Da die Mischwasserentlastungen bezogen auf die bakteriologischen Parameter verhältnismäßig hoch sind, wird die Einbindung eines Retentionsbodenfilters geprüft. Retentionsbodenfilter sind zweistufige Anlagen, bestehend aus einer Vorstufe und einem Filterbecken und werden nach dem DWA-Merkblatt 178 (2005) bemessen. Nach Waldhoff (2008) liegen die mittleren Ablaufkonzentrationen von Retentionsbodenfiltern für E. coli und Enterokokken im Bereich von  $10^3$  KBE/(100ml) und  $2 \cdot 10^5$  KBE/(100ml). Waldhoff weist darauf hin, dass an allen von ihm untersuchten Filtern die Belastung mit Indikatorbakterien im Mischwasser um eine log-Stufe verringert werden konnte, aber die Grenzwerte der Badegewässerrichtlinie nicht eingehalten werden konnten. Als Beispiel sei hier ein Retentionsbodenfilter für das Regenüberlaufbecken Ettelbrück Nord angeführt, da dieses eine hohe Entlastungstätigkeit mit 113.000 m<sup>3</sup>/a im Ausbauzustand aufweist. Nach DWA-M 178 (2005) darf die zulässige hydraulische Flächenbelastung im langjährigen Mittel einen Wert von 40 m/a nicht überschreiten. In trockenen Jahren wird dieser Wert unterschritten und in nassen Jahren überschritten, wobei er maximal 60 m/a betragen darf, da sonst ein Filterversagen auftreten kann. Bei einer hydraulischen Flächenbelastung von 40 m/a würde sich im Beispiel Ettelbrück eine Filterfläche für den Retentionsbodenfilter von 2825 m<sup>2</sup> ergeben.

Um den Einfluss von Retentionsbodenfiltern zu quantifizieren wird eine Behandlung von 30 % der Mischwasserentlastungsmenge (266.000 m<sup>3</sup>/a) berücksichtigt. Die E. coli-Konzentration in der Sauer reduziert sich um 145 KBE/100 ml und die Enterokokken-Konzentration um 30 KBE/100 ml.

Eine weitere Möglichkeit wäre die Erhöhung der zu behandelnden Mischwassermenge auf der Kläranlage Bleesbrück; hierdurch verringert sich der Mischwasserabschlag aus den Regenentlastungsbauwerken. Nach ATV-DVWK-A 198 (2003) wird der Mischwasserabfluss zur Kläranlage mit  $Q_M = f_{S,QM} * Q_{S,aM} + Q_{F,aM}$  bemessen, wobei  $f_{S,QM}$  für kleine Einzugsgebiete zwischen 6 und 9 und für Kläranlagen von Großstädten zwischen 3 und 6 gewählt werden kann. Für die Dimensionierung der Kläranlage Bleesbrück könnte zur Verbesserung der Mischwasserentlastungen ein hoher  $f_{S,QM}$ -Wert gewählt werden, damit möglichst viel Mischwasser in der Kläranlage gereinigt werden kann. Eine Erhöhung der zu behandelnden Mischwassermenge kann für den Zeitraum erfolgen in dem die maximale Anschlussgröße von 130.000 E noch nicht erreicht ist. Auch im Ausbauzustand kann eventuell bei einem günstigen ISV die zu behandelnden Mischwassermenge erhöht werden.

Für die Umsetzung dieser Maßnahme im Ausbauzustand ist zu prüfen, ob eine Erhöhung der Drosselwassermenge zur Kläranlage (höhere Fließgeschwindigkeiten im Zulaufkanal, Anpassung der Pumpen im Zulaufhebewerk, Einbindung von Schlammspiegelmessungen in der Nachklärung, variabler Nachklärbeckeneinlauf) möglich ist. Weiterhin ist eine zentrale Steuerung der Drosselmengen der wichtigsten Regenentlastungsbauwerke erforderlich, um eine höhere Mischwassermenge zur Kläranlage weiterzuleiten. Eine Quantifizierung der Emissionen erfolgt für diese Maßnahme nicht.

Die Alzette weist eine hohe Vorbelastung auf. Unter der Annahme, dass die Vorbelastung der Alzette auf das Konzentrationsniveau in Erpeldange durch Maßnahmen im Oberlauf der Alzette verbessert werden kann, reduziert sich die E. coli-Konzentration nach der Einleitung der Alzette in Ettelbrück um 1300 KBE/100 ml und die Enterokokken-Konzentration um 270 KBE/100 ml.

In Bild 8.5 sind die Konzentrationsanteile, die durch die einzelnen Maßnahmen erreicht werden können dargestellt. Die mittlere E.coli-Konzentration, die während der Messkampagne 2011 in Michelau ermittelt wurde, liegt bereits über dem Grenzwert der Badegewässerrichtlinie. Somit kann mit den vorgeschlagenen Maßnahmen, die Einhaltung der Badegewässerrichtlinie nicht erreicht werden. Die Messungen wurden überwiegend außerhalb der Badesaison durchgeführt. Die E. coli-Konzentration in Michelau lag an Tagen

mit geringen Abfluss (15-400 KBE/100 ml) im Vergleich zum Mittelwert der Messkampagne deutlich niedriger. Unter Berücksichtigung einer Vorbelastung für E. coli von 400 KBE/100 ml und der vorgeschlagenen Maßnahmen kann die Badegewässerrichtlinie in Bettendorf nahezu eingehalten werden (siehe Bild 8.6). Die Enterokokken-Konzentration liegt unter Berücksichtigung der vorgeschlagenen Maßnahmen unter dem Grenzwert der Badegewässerrichtlinie.

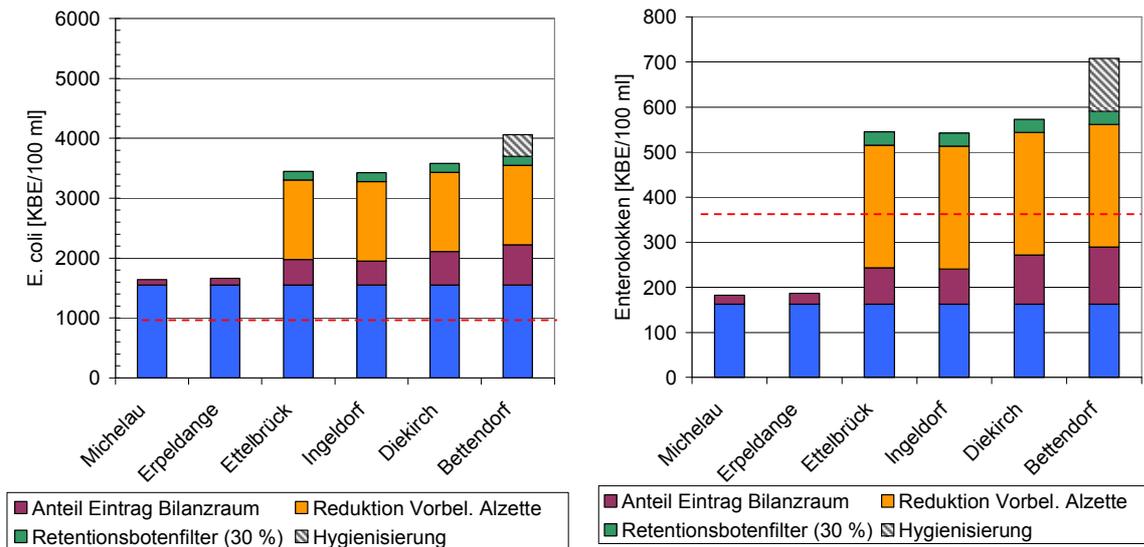


Bild 8.5: Berechneter Konzentrationsanteil für Maßnahmen zur Reduzierung der Emissionen in die Sauer im Ausbauzustand  
 (- - - Konzentrationsvorgabe Badegewässerrichtlinie)

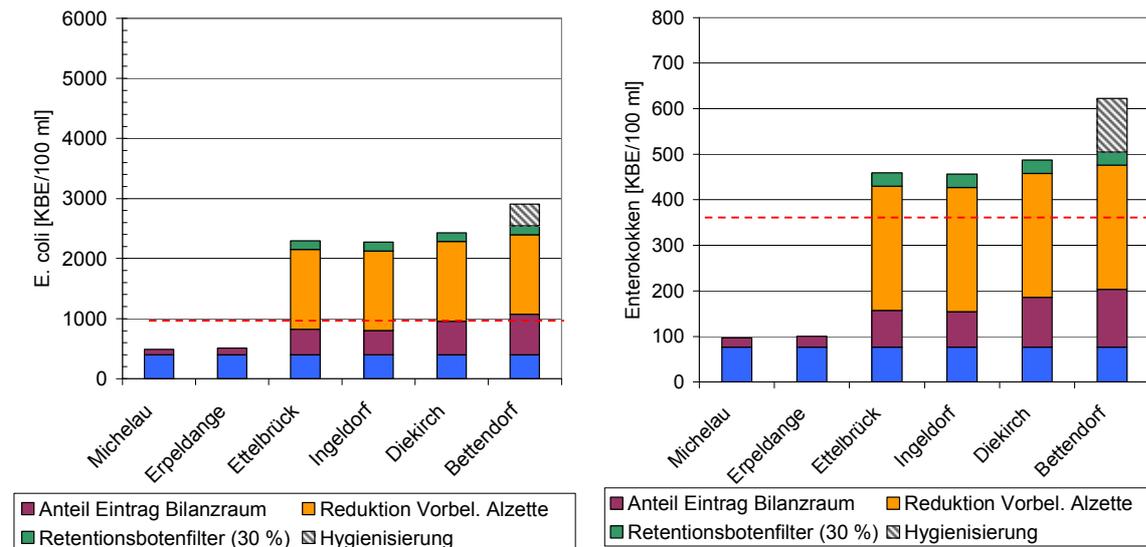


Bild 8.6: Berechneter Konzentrationsanteil für Maßnahmen zur Reduzierung der Emissionen in die Sauer im Ausbauzustand unter Berücksichtigung einer geringeren Vorbelastung an Trockenwettertagen während der Messkampagne 2011 (- - - Konzentrationsvorgabe Badegewässerrichtlinie)

Die Hygienisierung des Ablaufes der Kläranlage Bleesbrück führt zu einer Verbesserung der bakteriologischen Belastung. Der Bau von Retentionsbodenfilter führt nur zu einer geringen Veränderung und wird daher als Maßnahme nicht empfohlen. Um eine Verbesserung der Gesamtsituation zu erreichen, ist neben der Hygienisierung des Ablaufs der Kläranlage Bleesbrück in den Sommermonaten insbesondere eine Reduzierung der Vorbelastung der Alzette erforderlich. Mit den geplanten und den teilweise schon durchgeführten Ausbau der Kläranlagen Beggen, Beringen, Hesperange sowie des Anschluss von Bonnevoie an Beggen und die Fertigstellung des Sammlernetzes der Anlage in Boevange/Attert sowie Verbesserungen im Bereich der Mischwasserbehandlung im Oberlauf der Alzette wird sich die Nährstoffbelastung und eventuell auch die bakteriologische Belastung der Alzette in den nächsten Jahren verbessern. Ein Monitoringprogramm ausgewählter Badezonen an der Sauer (z.B. „Aal Schwemm“ in Diekirch) sollte in den nächsten Jahren Aufschluss über den Einfluss der Sanierungsmassnahmen an den obengenannten Anlagen geben. Eine Hygienisierung der betreffenden Abläufe sollte theoretisch ermöglicht werden. Darüber hinaus sollten die Dimensionierungsansätze für Regenwasserbehandlungsanlagen überdacht werden, um die Entlastungshäufigkeit zu reduzieren. Dies kann durch die Erhöhung des spezifischen Volumens der Regenbehandlungsanlagen oder durch eine Erhöhung des Drosselabfluss zur Kläranlage auf  $3-5 Q_s + Q_f$  erreicht werden.

## 9. Fazit

Die Sauer wird durch Einträge aus Kläranlagen, Mischwasserentlastungen und diffusen Quellen stark belastet. In dieser Studie wird die Entwicklung der Nährstoffeinträge und der bakteriologischen Belastung der Sauer bei der Erweiterung der Kläranlage Bleesbrück (Ausbauzustand) ermittelt und der jetzigen Belastung gegenübergestellt. Die Kläranlage Bleesbrück soll von 90.000 E auf 130.000 E erweitert werden. Weiterhin wird das Kanalnetz im Einzugsgebiet saniert und es wird zusätzliches Rückhaltevolumen für Mischwasser geschaffen. Die Emissionen der Kläranlage Bleesbrück werden im Vergleich zu den Emissionen aus der Mischwasserentlastung und den diffusen Quellen im Einzugsgebiet der Kläranlage Bleesbrück (Bilanzraum) beurteilt. Weiterhin werden die Einträge aus dem Bilanzraum den Vorbelastungen aus dem Oberlauf der Sauer und der Alzette gegenübergestellt.

Für die Bewertung der Gewässergüte der Sauer und zum Abgleich der eingetragenen Frachten im Untersuchungsraum werden die Messwerte der Administration de la gestion de l'eau für die Jahre 2005 bis 2011 für die Nährstoffe als auch für die bakteriologische Belastung ausgewertet. Die **Belastung der Sauer mit Nährstoffen** im betrachteten Gewässerabschnitt kann nach den von der LAWA (Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser) festgesetzten Werten für die chemischen Gewässergüteklassen **als deutlich bis hoch belastet** eingestuft werden. Die Grenzwerte der Badegewässerrichtlinie für eine ausreichende Qualität werden für E. coli als auch für Enterokokken überschritten.

Für die Erstellung der Bilanz für das Einzugsgebiet der Sauer werden Frachteinträge aus den Kläranlagen, den Mischwasserentlastungen und den diffusen Quellen ermittelt. Weiterhin wird die Selbstreinigung im Gewässer berücksichtigt. Die Ermittlung der Frachten aus Kläranlagen erfolgt soweit wie möglich anhand von Messwerten. Bei den Kläranlagen, an denen keine Messungen vorliegen, werden die Emissionen anhand von Wirkungsgraden und einer spezifischen Fracht für Nährstoffe bzw. Werte aus der Literatur berücksichtigt. Die Ermittlung der Emissionen aus der Mischwasserentlastung erfolgt anhand des Schmutzfrachtmodells KOSMO. Die im Schmutzfrachtmodell angesetzten Eingangskonzentrationen für E. coli und Intestinale Enterokokken sind der Literatur entnommen. Für die Nährstoffkonzentration werden die Messwerte im Zulauf der Kläranlage angesetzt. Die Belastung aus diffusen Quellen werden über die flächenspezifische Eintragsfrachten aus der Literatur unter Berücksichtigung der Landnutzung berechnet. Die Landnutzung im Untersuchungsraum wird unter Verwendung von CLC-Daten mit GIS ermittelt.

Bei der **Bilanzierung der Nährstoffeinträge im Ist-Zustand** dominieren die diffusen Einträge und die Einträge aus Kläranlagen. Der Anteil der Punktquellen liegt zwischen 35 und 40 % für den Parameter Stickstoff und 53 und 60 % für den Parameter Phosphor. Der Anteil aus der Mischwasserentlastung ist mit 2 % für den Parameter Stickstoff und 4 % für den Parameter Phosphor relativ gering. Die Kläranlage Bleesbrück hat derzeit einen Anteil von über einem Drittel der Gesamtbelastungen; dies ist auf die niedrigen Eliminationsraten im Ist-Zustand zurückzuführen (11 % Stickstoff, 55 % Phosphor).

Bei der **Bilanzierung der bakteriologischen Belastung** dominieren die Emissionen aus der Mischwasserentlastung. Sie liegen sowohl für E. coli als auch für Enterokokken bei über 40 %. Die Emissionen aus der Mischwasserentlastung führen zu einer hohen aber nur kurzfristigen Belastung der Sauer sowohl in den Winter- als auch Sommermonaten. Der Frachtanteil aus der Kläranlage Bleesbrück liegt bei E. coli bei ca. 30 % und bei den Enterokokken bei ca. 38 %. Die diffusen Belastungen sind anteilig, aufgrund der hohen bilanzierten Anteile aus den Punktquellen sehr gering.

Für die Einordnung der Emissionen im Bilanzraum im Vergleich zur Gesamtbelastung erfolgte eine Abschätzung der Vorbelastung aus der Alzette und aus dem Oberlauf der Sauer. Die ermittelten Frachteinträge im Bilanzraum haben einen Anteil an der Gesamtfracht in Bettendorf von ca. 6 % für Stickstoff, 10 % für Phosphor, 23 % E. Coli und 46 % für Enterokokken. Ein Großteil der Fracht wird über die Alzette eingetragen. Die geringe Datengrundlage für die bakteriologische Belastung, sowohl bei der Bilanzierung als auch bei den Messwerten (nur Messprogramm in 2011) ist zu berücksichtigen.

Mit dem **Ausbau der Kläranlage Bleesbrück und der Erweiterung des Kanalnetzes** kommt es zu einer **deutlichen Reduzierung der Nährstofffrachten**. Durch den prognostizierten Anstieg der Einwohner auf 130.000 EW steigen die Emissionen der Kläranlage Bleesbrück jedoch wieder an. Die Gesamtemissionen liegen im Ausbauzustand 2036 jedoch weiterhin unterhalb der derzeitigen Belastung. Die Stickstofffracht liegt um ca. 8 % und die Phosphorfracht um ca. 13 % niedriger. **Ohne Ausbau der Kläranlage Bleesbrück und der Erweiterung des Kanalnetzes würde der prognostizierte Belastungsanstieg zu einer Erhöhung der Stickstoffemissionen** um ca. **11 %** im Vergleich zum Ist-Zustand führen. Die **Phosphorfracht** würde sich nur geringfügig um **0,4 %** im Vergleich zum Ist-Zustand **erhöhen**. Der geringe Anstieg der P-Fracht ist darauf zurückzuführen, dass mit einer P-Fällung unabhängig vom Ausbau der Kläranlage Bleesbrück eine mittlere Ablaufkonzentration von 1 mg/l erreicht werden kann.

Die bakteriologische Belastung wird, aufgrund des höheren Mischwasserzuflusses zur KA und der besseren Eliminierungsrate in der KA Bleesbrück bei einer geringeren hydraulischen Belastung der Nachklärung, um ca. 15 % verringert. Durch den Ausbau der Kläranlage und des Kanalnetzes werden die Einträge in die Sauer reduziert, die Grenzwerte der Badegewässerrichtlinie können jedoch weiterhin nicht eingehalten werden. Die Werte können nur durch eine Kombination aus Maßnahmen im Bilanzraum und im Oberlauf der Alzette eingehalten werden.

Bei einer **Reduzierung der Vorbelastung der Alzette** auf das Konzentrationsniveau der Sauer in Erpeldange und **in Kombination mit einer Hygienisierung des Kläranlagenablaufs** der Kläranlage Bleesbrück **können bei Trockenwetter die Grenzwerte für der Badegewässerrichtlinie für eine ausreichende Qualität eingehalten** werden. Da die Nutzung der Sauer als Badegewässer die touristische Attraktivität des Einzugsgebietes erheblich erhöht, wird empfohlen den erforderlichen Platzbedarf für eine Hygienisierung des Abwassers an der Kläranlage Bleesbrück vorzusehen, um bei einer Verbesserung der Gewässerqualität im Oberlauf der Sauer eine UV-Anlage nachrüsten zu können.

Da ein Großteil der bakteriologischen Belastung auf die Mischwasserentlastung zurückzuführen ist, wird empfohlen, dass bei der **Planung weiterer Regenüberlaufbecken** die Ergänzungen für den ländlichen Raum zum ATV-A 128 der (Landesregierung Rheinland-Pfalz, 1993) keine generelle Anwendung finden. Je nach Situation sollten auch **größere spezifische Speichervolumina bei der Bemessung** verwendet werden. Als Ziel führend wird weiterhin die Erhöhung der Mischwassermenge zur Kläranlage angesehen. Bei der Ausbauplanung soll daher geprüft werden, ob eine **Erhöhung der Drosselwassermenge zur Kläranlage** (höhere Fließgeschwindigkeiten im Zulaufkanal, Anpassung der Pumpen im Zulaufhebewerk, Einbindung von Schlammspiegelmessungen in der Nachklärung, variabler Nachklärbeckeneinlauf) möglich ist.

Für die Ermittlung der möglichen Reduktion der Vorbelastung der Sauer, wird eine erweiterte Studie für das gesamte Einzugsgebiet der Sauer inklusive Alzette empfohlen.

## 10. Literaturverzeichnis

- Alley, W.M. and Smith, P. (1981):** Estimation of Accumulation Parameters for Urban Runoff Quality Modelling, Water Resources Research, Vol. 17, No. 6, pp. 1657-1664
- ATV-A 128 (1992):** „Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungen in Mischwasserkanälen“, Arbeitsblatt A 128, Hennef, April 1992.
- ATV-DVWK-A 131 (2000):** Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), Hennef, 2000.
- ATV-DVWK-A 198 (2003):** Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen, Arbeitsblatt A 198, Hennef, April 2003.
- ATV-M 205 (1998):** Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- Behrendt, H.; Bach, M; Kunkel, R.; Opitz, D.; Pagenkopf, W.-G.; Scholz, G.; Wendland, F. (2003):** Internationale Harmonisierung der Quantifizierung von Nährstoffeinträgen aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer Deutschlands. Texte 82|03, Umweltbundesamt, Hrsg., Berlin.
- Behle, C. (2011):** Sonnenlichtabhängige Inaktivierung und Akkumulation fäkaler Indikatorbakterien in Fließgewässern. Berichte aus der Siedlungswasserwirtschaft, Technische Universität München; Heft 206; München.
- Chairman, M.; Grady, Jr; C. P. L.; Gujer. W.; v. R. Marais, G.; Matsuo, T. (1986):** Activated sludge model No. 1, IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1, London.
- CRP (2007):** Atlas Hydro-Climatologique du Grand-Duché de Luxembourg 2007, CRP Gabriel Lippmann, Administration des Services Techniques de l'Agriculture, Administration de la Gestion de l'Eau, Administration des Services de Secours, Hrsg., Luxembourg.
- DWA-A 118 (2006):** Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen, Arbeitsblatt A 118, Hennef, März 2006.
- DWA-M 187 (2005):** Empfehlungen für Planung, Bau und Betrieb von Retentionsbodenfiltern zur weitergehenden Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem, Merkblatt M 178, Hennef, Oktober 2005

**DVWK-Mitteilungen 21 (1990):** Abhängigkeit der Selbstreinigung von der Naturnähe der Gewässer. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK), Bonn.

**Fehr, G. (2000):** Nährstoffbilanzen für Flusseinzugsgebiete. Vieweg, Braunschweig.

**Grottker, M.; Holzapfel, I.; Krause, N.; Stresius, I. (2008):** Verbesserung und Sicherstellung der Badegewässerqualität im Kreis Rendsburg-Eckernförde. Abschlussbericht des INTERREG IIIA Forschungsprojektes, Fachhochschule Lübeck.

**Güde, H. (2002)** Erfassung und Bewertung von Eintragswegen für Belastungen mit Fäkalkeimen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach (Bodenseekreis), Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Langenargen.

**Hajek, P.M. (1984):** Stickstoffoxidation in Fließgewässern. Berichte aus Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, TU München, Nr. 52. Aus DVWK-Mitteilungen 21 (1990): Abhängigkeit der Selbstreinigung von der Naturnähe der Gewässer. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK), Bonn.

**Hansen, J. und Schmitt, T.G. (1995):** Projekt im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz; Veröffentlicht z.B. in AWT-Abwassertechnik 1/95, S. 26 - 28

**Huber, W.C. and Dickinson, R.E. (1992):** Storm Water Management Model (SWMM) – Users Manual, Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, USA

**IWB Gemeinnütziges Institut Wasser und Boden e.V. (2006):** Technische Erprobung der SINCERUS-ECA-Anlage zur Desinfektion unterschiedlicher Wässer am Beispiel des Kläranlagenablaufs der Kläranlage Moosburg a.d. Isar Abschlussbericht, Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), AZ 21508/02 (Referat 23)

**Kirchesch, H. M.; Müller, D. (1984):** *Messung und Auswertung des bio-chemischen Sauerstoffbedarfs und verwandter Parameter.* In: Spezielle Fragen zur Wassergüte in Oberflächengewässern, Schriftenreihe des DVWK; H. 68: S. 61 - 128. Aus DVWK-Mitteilungen 21 (1990): Abhängigkeit der Selbstreinigung von der Naturnähe der Gewässer. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK), Bonn.

**Loi Grand Ducal (2008):** *Protection et Gestion des Eaux* Journal Officiel du Grand-Duché de Luxembourg, Recueil de Legislation A-Nº 217 vom 30. Dezember 2008.

**MUFV (Hrsg.), (2009):** *Benchmarking Wasserwirtschaft*, Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz des Landes Rheinland-Pfalz, 2009

**MUNLV (Hrsg.), (2009):** *Mikrobielle Fließgewässerbelastungen durch abwassertechnische Anlagen und diffuse Einträge*, Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2009

**MUNLV (Hrsg.), (2008):** *Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen*, Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2008.

**Lammersen, R. (1997):** Immissionsbezogene Anforderungen an die Stadtentwässerung. Zeitschrift für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Nr. 131. Herausgeber: Prof. Sieker, Institut für Wasserwirtschaft, Universität Hannover.

**Landesregierung Rheinland-Pfalz (1993):** Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungen in Mischwasserkanälen, Verwaltungsvorschrift des Ministeriums für Umwelt vom 30. November 1993, Ministerialblatt der Landesregierung von Rheinland-Pfalz 1993, S.538.

**Kistemann, T., Christoffels, E., Franke, C., Rechenburg, A., Willkomm, M., Exner, M. (2007):** Mikrobielle Belastung der Fließgewässer aus diffusen Eintragspfaden am Beispiel der Swist (SWIST III). Abschlussbericht, Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit der Universität Bonn und Erftverband, Bergheim.

**Kreikenbaum, S.; Güde, H.; Krejci, V.; Rossi, L. (2004):** Hygienische Probleme bei Regenwetter; in: Projekt «STORM: Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter», GWA Nr.11/2004, S. 807–815.

**Kubiniok, J.; Barth, B.; Neumann, B. (2005):** Bilanzierung der Nährstoffeinträge in Gewässer in landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten des Saarlandes auf Basis vorhandener Datengrundlagen – Modellierung der diffusen und punktuellen Stoffeinträge und Szenarien für die Untersuchungsgebiete Leuk, Blies, und Theel-III. Abschlussbericht 2005, Ministerium für Umwelt (Saarland), Saarbrücken.

- Passerat, J., Ouattara N. K., Mouchel J.-M., Rocher, V., Servais, P. (2011):** Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine River. *Water Research*, 45 (2), S. 893-903.
- Pottgießer, T.; Sommerhäuser M. (2006):** Beschreibung der angepassten Fließgewässertypen in Luxemburg.
- Prasuhn, V. (1999):** Phosphor und Stickstoff aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet des Bodensees. Bericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Nr. 51.
- Popp, W. (1998):** Mikrobiologische Bewertung von Fließgewässern. Münchener Beiträge zu Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, Oldenbuorg Industrieverlag, München.
- Popp, W.; Huber, S. (2005):** Überprüfung der Abtötung bzw. Inaktivierung ausgewählter Krankheitserreger in Abwasser durch UV-Strahlung im Vergleich zur Reduktion von Fäkalindikatorbakterien und Untersuchungen zur Wiederverkeimung. Schlussbericht, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Hrsg., München.
- Rieder, E. (2002):** Beeinflussung der bakteriologischen Wasserqualität der Isar durch Regenentlastungen. KA (49) Nr. 10, Seite 1413-1418.
- Shilton, A., Harrison, J. (2003):** Integration of coliform decay within a CFD model of a waste stabilisation pond, *Water Science and Technology*, Vol. 48, No 2, S. 205-210
- Schmitt, T.G. (1993):** Detailed combined overflow simulation regarding new german guidelines A128. Proc. 5<sup>th</sup> Conf. Urban Drainage Systems, Niagara Falls, Canada
- Schmitt, T. G., Hansen, J., Wiese, J., Schuchardt, L. (2003):** Abschätzung der Wasserqualität der Sauer nach Bau der Kläranlage Heiderscheidergrund. Studie der Universität Kaiserslautern im Auftrag des SIDEN, Luxemburg.
- Schmitt, T.G.; Hansen, J.; Simon, J.; Kaufmann, I. (2005):** Projekt EPIKUR - Erprobung und Entwicklung eines integrierten Abwassermanagementsystems zur Kosten- und Emissionsreduzierung. Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz.
- U. S. Environmental Protection Agency (2001):** Protocol for Developing Pathogen TMDLs, United States Environmental Protection Agency, Washington.

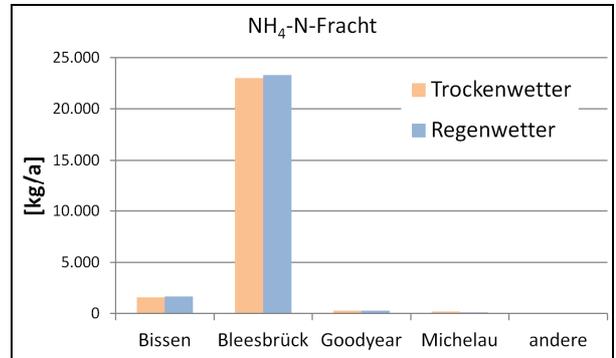
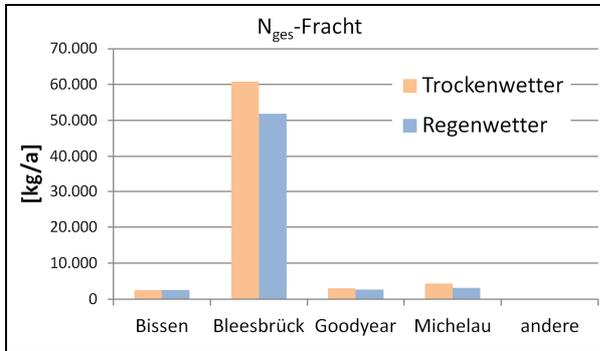
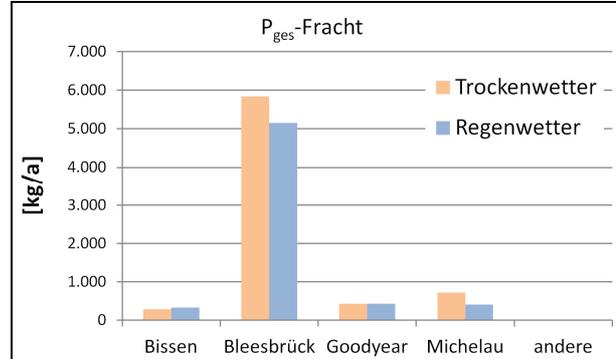
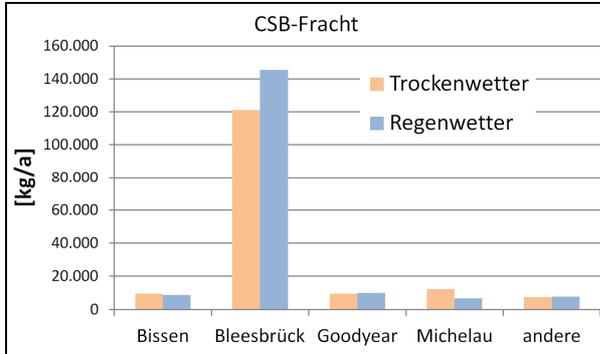
**Waldhoff, A. (2008):** Hygienisierung von Mischwasser in Retentionsbodenfiltern (RBF). Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kassel, Band 30, Kassel.

**Weiss, K. (2003):** Belastung von Oberflächengewässern durch Eintrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. Münchener Beiträge zu Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, Oldenbourg Industrieverlag, München.

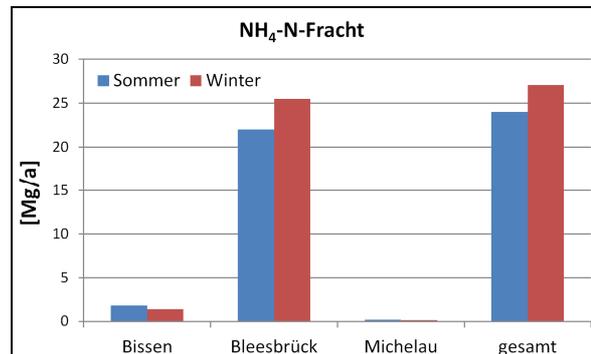
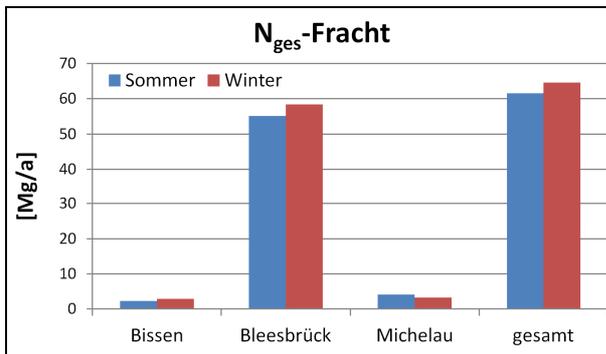
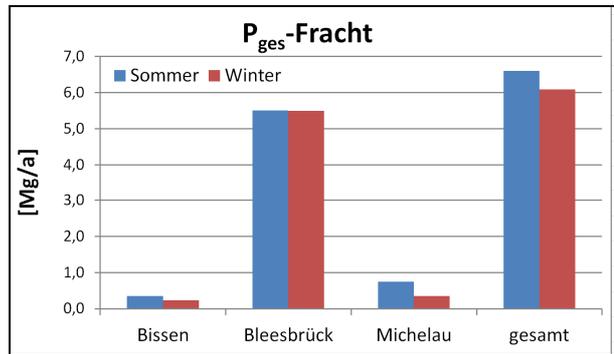
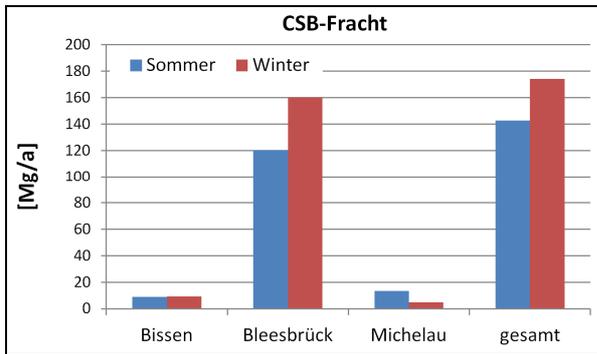
**Weiss, K., Popp, W. (2004):** Quantifizierung der diffusen Belastung von Gewässern mit Fäkalbakterien aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.

## 11. Anhang

### Anhang 1: Frachtenverteilung bei Trocken- bzw. Regenwetter



**Anhang 2:** Frachtenverteilung Sommer/Winter



**Anhang 3:** Messwerte der mikrobiellen Vorbelastung der Sauer in den einzelnen Messpunkten

<b>Michelau</b>	<b><i>E. coli</i></b>	<b><i>intestinale Enterokokken</i></b>
14.02.2011	1.605	268
28.02.2011	2.536	176
14.03.2011	109	15
29.03.2011	412	77
11.04.2011	251	< 15
26.04.2011	< 15	< 15
09.05.2011	45	< 15
31.05.2011	5.048	3.422
06.06.2011	234	< 15
04.07.2011	438	< 15
18.07.2011	n.b.	n.b.

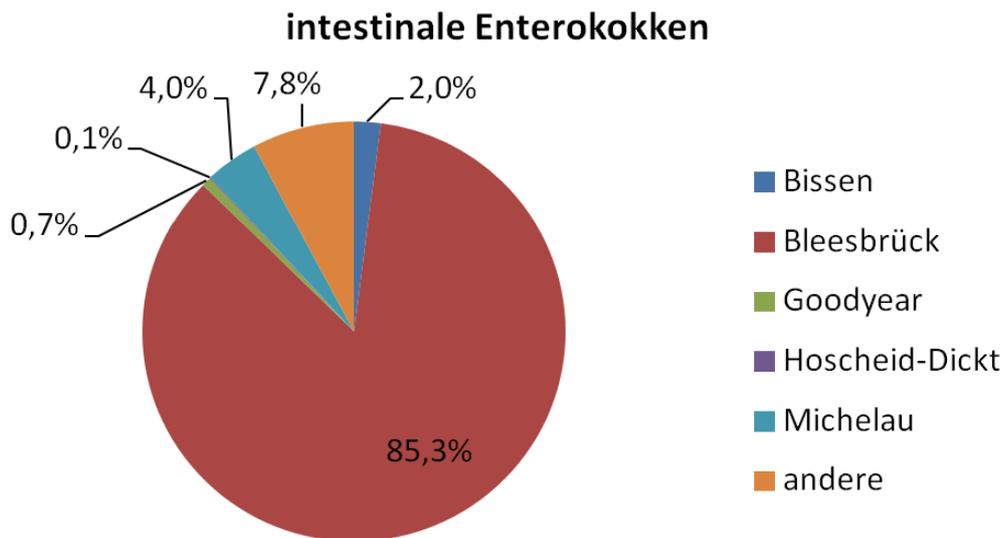
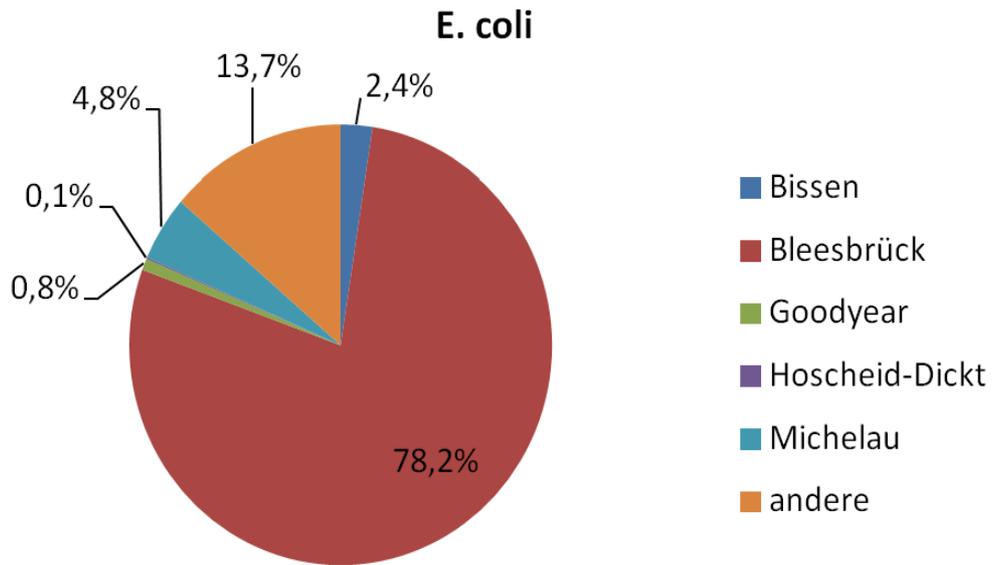
<b>Erpeldange</b>	<b><i>E. coli</i></b>	<b><i>intestinale Enterokokken</i></b>
14.02.2011	2.249	375
28.02.2011	1.406	292
14.03.2011	253	46
29.03.2011	30	< 15
11.04.2011	< 15	46
26.04.2011	30	< 15
09.05.2011	61	15
31.05.2011	365	690
06.06.2011	289	251
04.07.2011	46	30
18.07.2011	n.b.	n.b.

<b>Ettelbrück (Alzette)</b>	<b><i>E. coli</i></b>	<b><i>intestinale Enterokokken</i></b>
14.02.2011	11.636	1.756
28.02.2011	10.687	1.880
14.03.2011	9.826	838
29.03.2011	2.536	213
11.04.2011	756	61
26.04.2011	668	61
09.05.2011	1.382	232
31.05.2011	4.368	2.873
06.06.2011	3.671	1.796
04.07.2011	1.838	268
18.07.2011	34.659	1.719

<b>Ingeldorf</b>	<b><i>E. coli</i></b>	<b><i>intestinale Enterokokken</i></b>
14.02.2011	3.843	1.076
28.02.2011	10.687	1.415
14.03.2011	5.352	580
29.03.2011	2.678	177
11.04.2011	640	61
26.04.2011	1.061	46
09.05.2011	1.372	93
31.05.2011	> 34.659	27.726
06.06.2011	3.020	782
04.07.2011	2.363	332
18.07.2011	34.659	1.838

<b>Diekirch</b>	<b><i>E. coli</i></b>	<b><i>intestinale Enterokokken</i></b>
14.02.2011	4.753	955
28.02.2011	5.712	1.206
14.03.2011	4.753	365
29.03.2011	3.181	161
11.04.2011	457	46
26.04.2011	459	46
09.05.2011	1.183	177
31.05.2011	> 34.659	34.659
06.06.2011	3.297	1.166
04.07.2011	1.610	61
18.07.2011	34.659	2.079

<b>Bettendorf</b>	<b><i>E. coli</i></b>	<b><i>intestinale Enterokokken</i></b>
14.02.2011	4.277	994
28.02.2011	7.101	1.372
14.03.2011	5.035	640
29.03.2011	5.918	489
11.04.2011	1.166	109
26.04.2011	1.415	94
09.05.2011	1.719	126
31.05.2011	> 34.659	23.671
06.06.2011	12.687	1.406
04.07.2011	1.882	350
18.07.2011	20.795	1.372



**Anhang 4:** Literaturdaten der bakteriologischen Belastung im Zulauf- und Ablauf der Kläranlage, in der Mischwasserentlastung und im Niederschlagswasser

	Zulauf KA			Ablauf KA			Mischwasser			Niederschlagswasser		
	E. coli [KBE/100ml]			E. coli [KBE/100ml]			E. coli [KBE/100ml]			E. coli [KBE/100ml]		
	min	max	Median									
Waldhoff, 2008	5,6E+05	3,3E+06	1,7E+06				7,1E+03	1,7E+06	3,0E+05			
Behle, 2011									6,6E+04			
Passerat, 2010									1,5E+06			
Güde, 2002	1,0E+06	1,0E+08	2,8E+07	1,0E+03	1,0E+05	1,3E+04	1,0E+04	1,0E+07	8,3E+05			
Kistemann, 2008	4,0E+05	9,0E+08	1,1E+06	1,0E+02	1,0E+06	1,1E+04	5,0E+02	4,0E+06	5,0E+05			
ATV-A 205, 1998	5,4E+05	7,8E+07	1,0E+06	4,6E+04	5,3E+05	4,9E+04						
Kreikenbaum, 2004										1,0E+01	1,0E+05	1,3E+03
Popp, 2005				1,5E+04	9,0E+04	6,0E+04						
IWB, 2006			2,4E+06			2,3E+04						
Grottker, 2008				2,4E+05	1,0E+06							1,0E+05
Ruhrverband 2008				2,1E+03	3,5E+05	7,0E+04	1,0E+06	1,0E+07	6,0E+06			

	Zulauf KA			Ablauf KA			Mischwasser			Niederschlagswasser		
	Enterokokken [KBE/100 ml]			Enterokokken [KBE/100 ml]			Enterokokken [KBE/100 ml]			Enterokokken [KBE/100 ml]		
	min	max	Median	min	max	Median	min	max	Median	min	max	Median
Waldhoff 2008	1,0E+06	4,0E+06					5,1E+03	1,9E+06	2,9E+05			
Behle 2011									1,6E+04			
Passerat 2010									4,0E+05			
Güde 2002												
Kistemann 2008			2,2E+05				8,0E+02	1,0E+06	1,0E+05			
ATV A 205 1998												
Kreikenbaum 2004												
Popp 2005				5,5E+03	2,5E+04	1,3E+04						
IWB 2006			2,1E+06			4,3E+03						1,0E+05
Grottker 2008				4,7E+04	1,5E+05							
Ruhrverband 2008				4,8E+02	4,5E+04	5,4E+03	1,0E+04	1,0E+06	6,0E+05			
Mittelwerte												

**Anhang 5:** Korrelation Gewässergütedaten

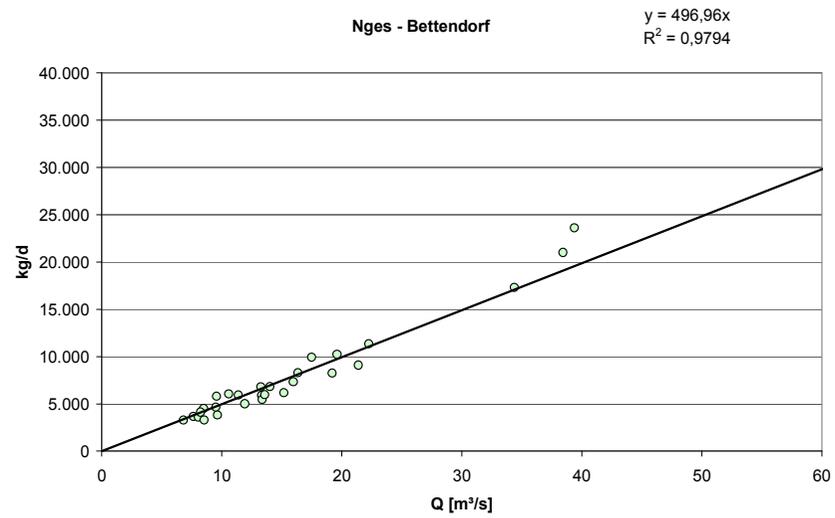
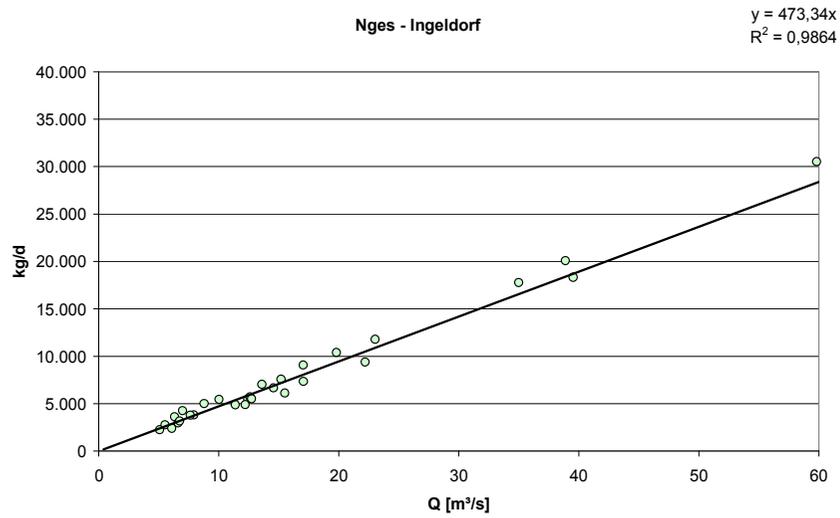
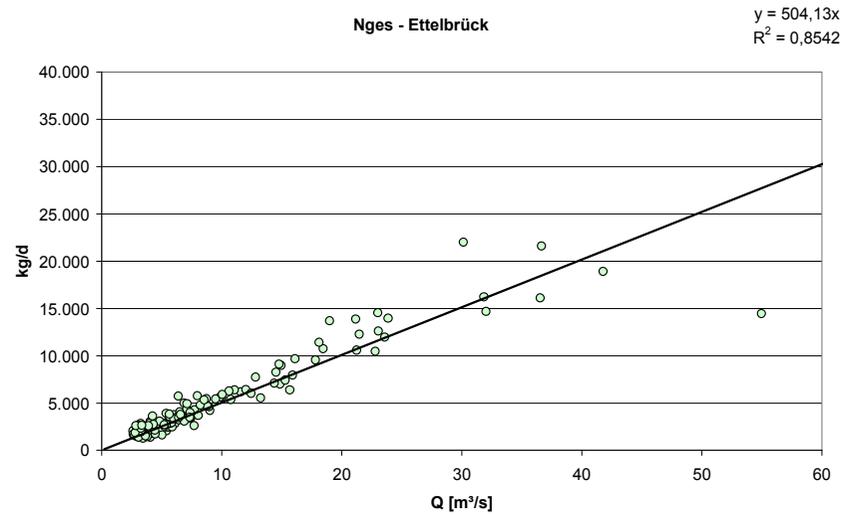
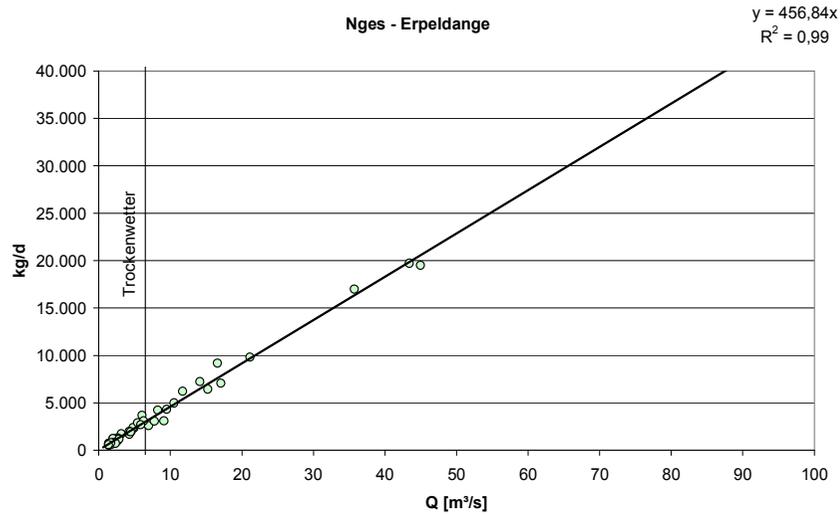


Bild 11.1: Korrelation zwischen Stickstofffracht und Abfluss an den Messstellen Erpeldange, Ettelbrück, Ingeldorf und Bettendorf

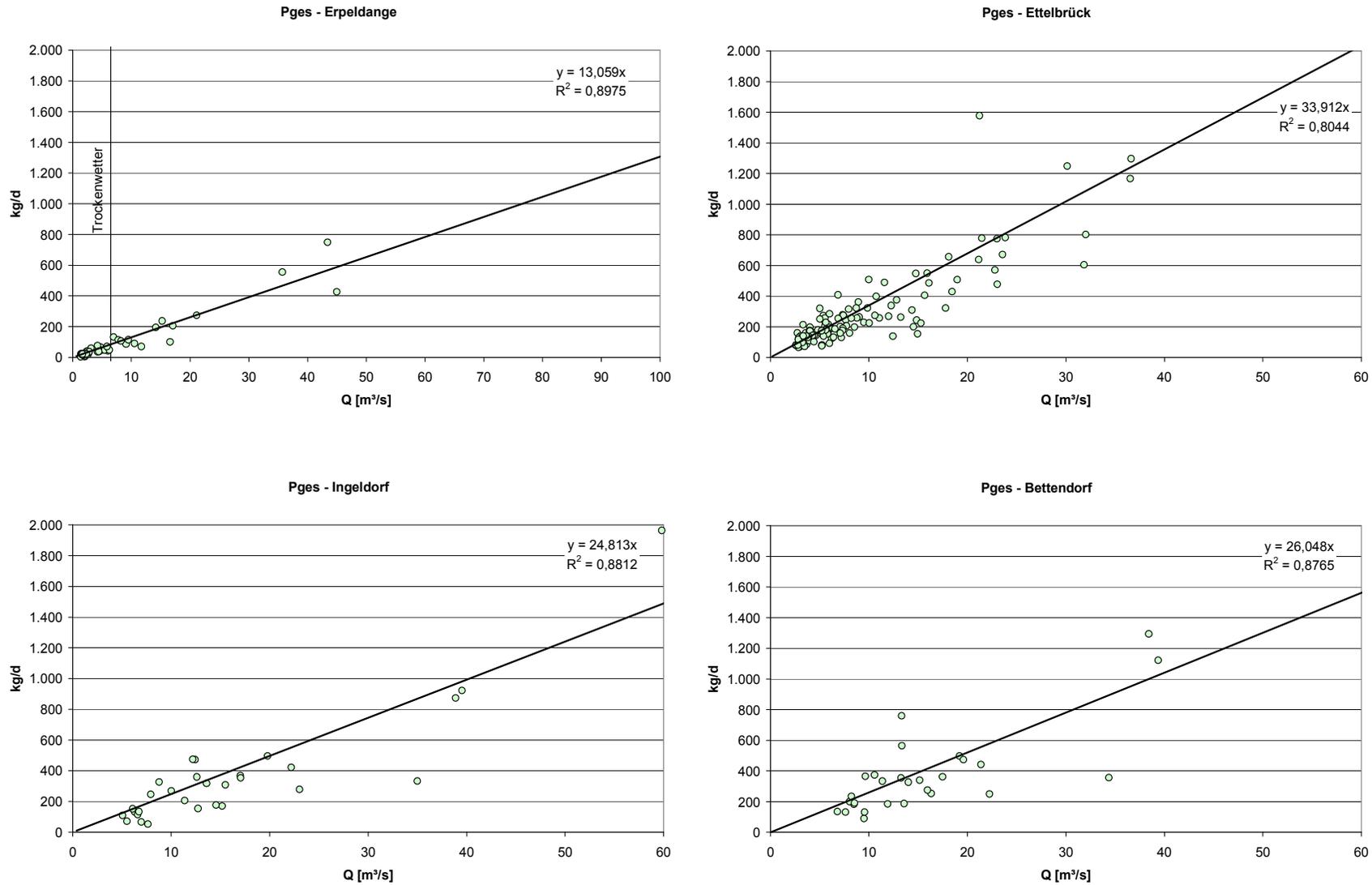


Bild 11.2: Korrelation zwischen Phosphorfracht und Abfluss an den Messstellen Erpeldange, Ettelbrück, Ingeldorf und Bettendorf

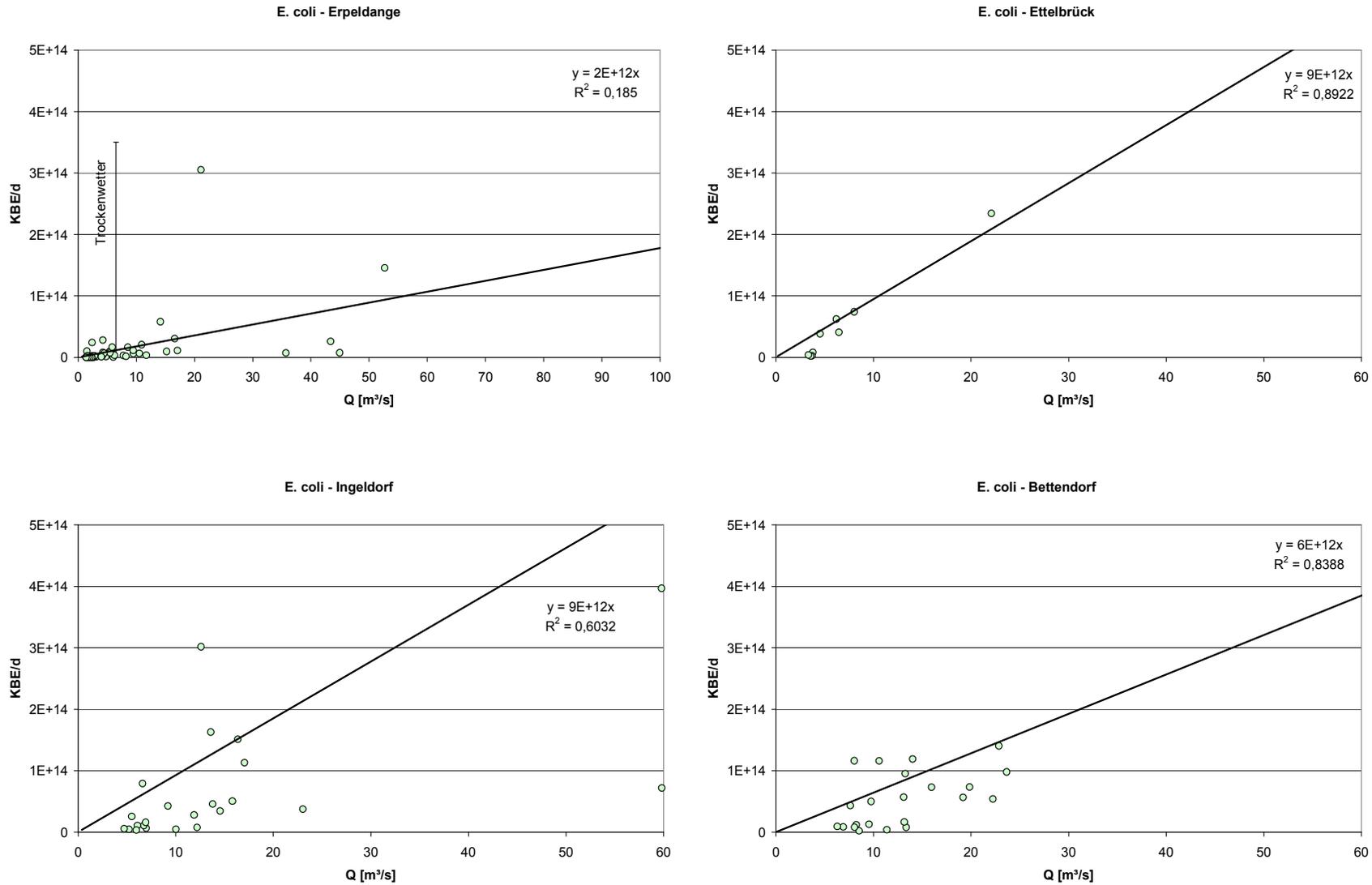


Bild 11.3: Korrelation zwischen E. coli Fracht und Abfluss an den Messstellen Erpeldange, Ettelbrück, Ingeldorf und Bettendorf

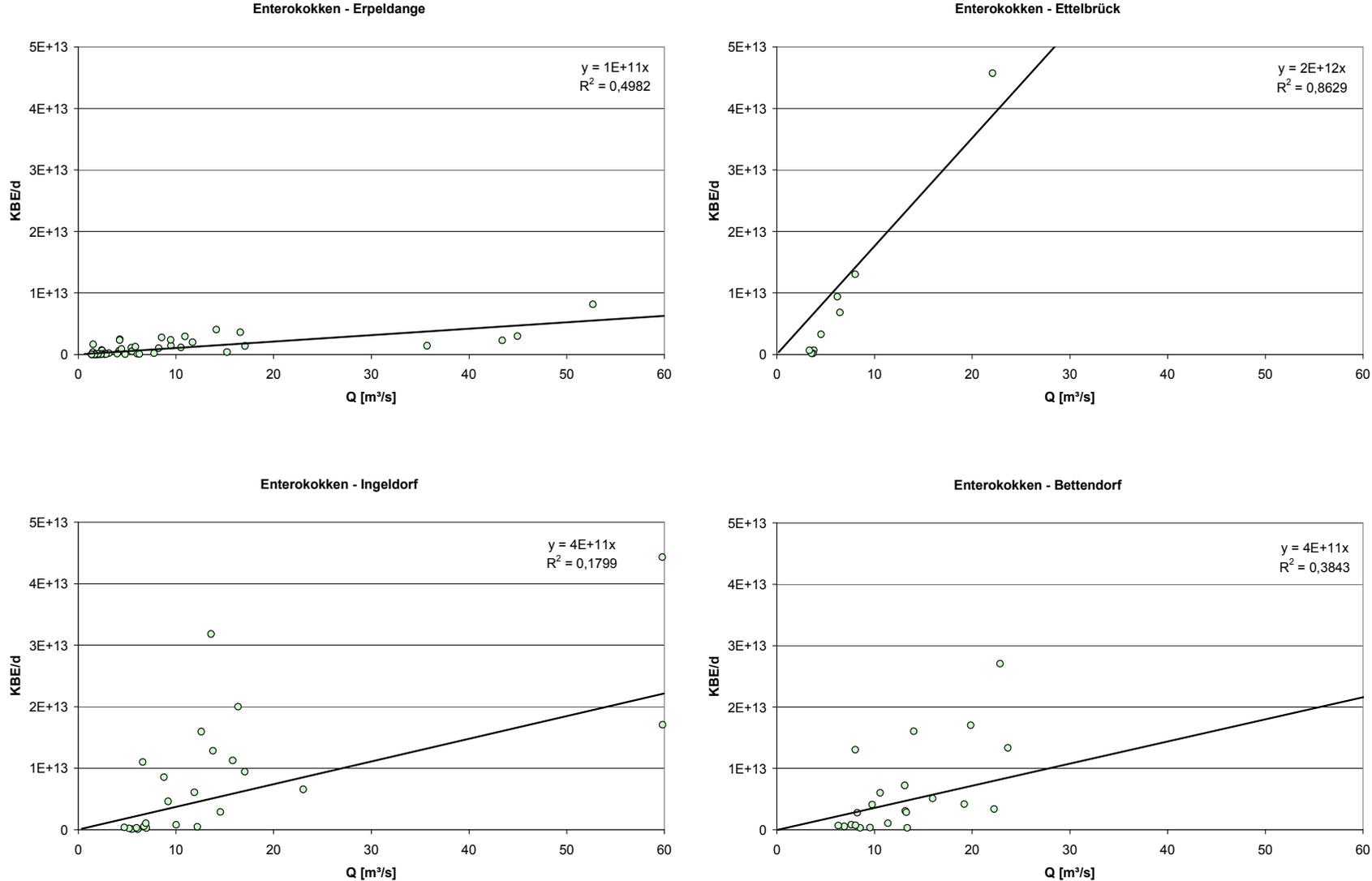


Bild 11.4: Korrelation zwischen Intestinale Enterokokken und Abfluss an den Messstellen Erpeldange, Ettelbrück, Ingeldorf und Bettendorf

**Anhang 5:** Physikalische und hydraulische Randbedingungen der Sauer

Tabelle 11.1: Physikalische und hydraulische Randbedingungen der Sauer

Abschnitt	Länge [km]	Breite [m]	Tiefe [m]	Abfluss [m <sup>3</sup> /s]	Geschwindigkeit [m/s]	Fließzeit [d]
Erpeldange	8,30	12	0,8	11,86	1,24	0,08
Ettelbrück ohne Alzette	1,10	14	0,7	11,88	1,21	0,01
Ettelbrück	0,25	24	0,5	23,72	1,98	0,00
Ingeldorf	2,00	33	0,7	23,79	1,03	0,02
Diekirch	3,15	28	0,7	23,85	1,22	0,03
Tirelbaach	0,70	18	1,3	24,01	1,03	0,01
Blees	1,00	20	1,4	24,79	0,89	0,01
Bleesbrück	0,25	18	2	25,01	0,69	0,00
Bettendorf	1,95	44	0,4	25,05	1,42	0,02

Tabelle 11.2: Physikalische und hydraulische Randbedingungen der Sauer (Sommer)

Abschnitt	Länge [km]	Breite [m]	Tiefe [m]	Abfluss [m <sup>3</sup> /s]	Geschwindigkeit [m/s]	Fließzeit [d]
Erpeldange	8,30	12	0,6	5,45	0,76	0,13
Ettelbrück ohne Alzette	1,10	14	0,4	5,47	0,98	0,01
Ettelbrück	0,25	24	0,3	7,05	0,98	0,00
Ingeldorf	2,00	33	0,5	12,71	0,77	0,03
Diekirch	3,15	28	0,4	12,93	1,15	0,03
Tirelbaach	0,70	18	1	13,09	0,73	0,01
Blees	1,00	20	1,2	13,87	0,58	0,02
Bleesbrück	0,25	18	1,8	14,04	0,43	0,01
Bettendorf	1,95	44	0,4	14,12	0,80	0,03

Tabelle 11.3: Physikalische und hydraulische Randbedingungen der Sauer (Winter)

Abschnitt	Länge [km]	Breite [m]	Tiefe [m]	Abfluss [m <sup>3</sup> /s]	Geschwindigkeit [m/s]	Fließzeit [d]
Erpeldange	8,30	12	1	17,02	1,42	0,07
Ettelbrück ohne Alzette	1,10	14	0,9	17,04	1,35	0,01
Ettelbrück	0,25	24	0,7	16,39	0,98	0,00
Ingeldorf	2,00	33	0,9	34,27	1,15	0,02
Diekirch	3,15	28	0,9	35,13	1,39	0,03
Tirelbaach	0,70	18	1,5	35,29	1,31	0,01
Blees	1,00	20	1,6	36,07	1,13	0,01
Bleesbrück	0,25	18	2,2	36,24	0,92	0,00
Bettendorf	1,95	44	0,9	36,33	0,92	0,02