

**Minimierung der Gesamtemissionen
und Immissionen in Einzugsgebieten
mit einem erhöhten Fremdwasseranfall**

Abschlussbericht

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1. Einleitung	1
2. Zielsetzung der Untersuchungen	1
3. Untersuchungsgebiet	3
4. Untersuchungsmethoden	10
4.1 Aufbau des Messprogramms	10
4.1.1 Stationäre Durchflussmessstellen	11
4.1.2 Temporäre Durchflussmessstellen	13
4.1.3 Niederschlags- und Klimamessungen	15
4.1.4 Höhenstandsmessungen	16
4.1.5 Weitergehende Abflussmessung durch systematisierte Handmessungen	18
4.1.6 Zulaufmessungen auf der Kläranlage	20
4.1.7 Immissionsbetrachtung und gewässerökologische Untersuchungen	21
4.2 Messdatenauswertung	28
4.2.1 Niederschlagsmessung	28
4.2.2 Höhenstandsmessung	28
4.2.3 Abflussmessung	29
5. Untersuchungsergebnisse	32
5.1 Niederschlags- und Abflussgeschehen im Einzugsgebiet	32
5.2 Einstau- und Entlastungsverhalten der Niederschlagswasserbehandlungsanlagen	35
5.3 Fremdwasseranfall und –herkunft	37
5.4 Hydraulische und stoffliche Belastung der Kläranlage	44
5.5 Ökologische Situation der aufnehmenden Gewässer	44
5.5.1 Vereinfachter Nachweis nach dem BWK-Merkblatt M3	44
5.5.2 Detaillierte gewässerökologische Untersuchungen	46
5.5.3 Resümee	75
6. Simulationsrechnungen zur Optimierung der Siedlungsentwässerung	76
6.1 Abflussmodell im Rahmen der Schmutzfrachtberechnung, Aufbau und Kalibrierung	76
6.1.1 Vorhandenes Modell	76

6.1.2	Modelldetaillierung	77
6.1.3	Modellkalibrierung	78
6.1.4	Ergebnisse der Kalibrierung	83
6.2	Aufbau und Kalibrierung eines Simulationsmodells für die Kläranlage	84
6.2.1	Modellgrundlagen	86
6.2.2	Modellkalibrierung	89
6.2.3	Ergebnisse der Kalibrierung	89
6.3	Ergebnisse der Optimierungsrechnungen	93
6.3.1	Zielsetzung und Randbedingungen	93
6.3.2	Optimierung der Drosselbauwerke	93
6.3.3	Vermeidung und Verminderung des Fremdwasserzuflusses	94
6.3.4	Erhöhung des Kläranlagenzuflusses	96
6.3.5	Neubau von zusätzlichem Speichervolumen	102
7.	Bewertung und Empfehlung geeigneter Maßnahmen zur Optimierung der Siedlungsentwässerung	103
8.	Zusammenfassung	105
9.	Literatur	107
10.	Anlagen	109
10.1	Ergebnisse der Fremdwasserauswertung	109
10.2	Grafische Darstellung der Modellkalibrierung, Durchflussmessstellen	115
10.3	Grafische Darstellung der Modellkalibrierung, NWB-Anlagen	145

1. Einleitung

Einzugsgebiete mit einem erhöhten Fremdwasseranfall weisen in vielen Fällen ein im Hinblick auf das Einstau- und Entlastungsverhalten der Niederschlagswasserbehandlungsanlagen nicht optimales Verhalten auf. Regenbecken und Stauraumkanäle in solchen Einzugsgebieten sind in den fremdwasserreichen Wintermonaten häufig von langen Einstau- und Entlastungsdauern geprägt. Eine der wesentlichen Ursachen hierfür ist die ausgeprägte saisonale und örtliche Schwankung des Fremdwasseranfalls, auf die die entsprechenden Niederschlagswasserbehandlungsanlagen in der Vergangenheit meist nicht ausgelegt wurden.

Zur Erarbeitung von Optimierungsstrategien für derart geprägte Einzugsgebiete untersucht der Ruhrverband im Kläranlageneinzugsgebiet Plettenberg seit einigen Jahren die Herkunft und Ursache des Fremdwasseranfalls. Der Schwerpunkt der nachfolgenden Betrachtung liegt zunächst auf der Optimierung der Niederschlagswasserbehandlungsanlagen in ihren unmittelbaren Wechselwirkungen mit dem aufnehmenden Gewässer. In einem weiteren Projektschritt soll auch die gesamte Siedlungsentwässerung - einschließlich der Berücksichtigung der Kläranlage - einer integralen Optimierungsstrategie unterworfen werden, sodass im Ergebnis dieses Vorhabens mit einer wesentlich verbesserten Betriebsstrategie gerechnet werden kann. Selbstverständlich werden in enger Abstimmung mit den betroffenen Kommunen auch Vermeidungs- bzw. Verminderungsstrategien für den Fremdwasseranfall erarbeitet.

2. Zielsetzung der Untersuchungen

Übergeordnetes Ziel dieses Forschungs- und Entwicklungsvorhabens war es, Möglichkeiten zu identifizieren, die eine Optimierung des Zusammenwirkens von Niederschlagswasserbehandlung, Kanalisation und Abwasserreinigung im Hinblick auf die emittierten Stofffrachten bzw. die Immissionssituation im Vorfluter ermöglichen.

Neben der Erarbeitung einer Optimierungsstrategie für den Betrieb der Niederschlagswasserbehandlungsanlagen sollte auch eine Strategie zur Erhöhung des Mischwasserzuflusses auf der Kläranlage untersucht werden.

Die Versuchsziele sollten durch die Anwendung einer kalibrierten, d.h. den örtlichen Randbedingungen weitgehend angepassten Schmutzfrachtsimulation sowie mit Hilfe von Simulationsrechnungen für die Abwasserreinigung erreicht werden.

Die Erarbeitung der Grundlagen zur praxisorientierten Anwendung von kalibrierten Schmutzfrachtsimulationen sollte ebenfalls Gegenstand dieses Forschungs- und Entwicklungsvorhabens sein. Damit können die Voraussetzungen zur zukünftig in verstärktem Umfang notwendigen Nachrechnung und Optimierung vorhandener Netze geschaffen werden.

Ausdrücklich nicht Gegenstand dieser Untersuchungen waren Maßnahmen zur dynamischen Kanalnetzsteuerung, da diese im Rahmen anderer Forschungs- und Entwicklungsvorhaben intensiv untersucht werden.

Zunächst sollte in einem ersten Schritt eine genaue Charakterisierung der Abfluss- und Entlastungsverhältnisse einschließlich der weiteren, die Qualität und Quantität des Abflusses beeinflussenden Randbedingungen in einem ausgewählten Einzugsgebiet erfolgen. Hierauf aufbauend wurde die vorhandene Schmutzfrachtberechnung kalibriert und mit Hilfe dieser kalibrierten Schmutzfrachtsimulation sowie einer vereinfachten Stoffbilanzierung für die Kläranlage eine Optimierungsstrategie zur Minimierung der Emissionen bzw. der Immissionen abgeleitet.

Neben einer Betrachtung auf Basis des aktuellen Mischwasserzuflusses im Zulauf zur Kläranlage wurden auch Simulationsrechnungen unter Annahme einer Steigerung des Mischwasserzuflusses durch eine veränderte Verfahrensführung auf der Kläranlage durchgeführt. Für diesen Betriebszustand erfolgte eine integrale Bilanzierung der stofflichen Emissionen unter Berücksichtigung der mit Hilfe der kalibrierten Schmutzfrachtberechnung errechneten Stofffrachten und auf Basis einer Abschätzung der Emissionssituation der Kläranlage.

Als Ergebnis dieses Teilprojektes wurde eine Optimierungsstrategie für den Betrieb der Niederschlagswasserbehandlungsanlagen und eine Abschätzung des darüber hinausgehenden Emissions- und Immissionsminimierungspotenzials bei einer Steigerung des Mischwasserzuflusses auf der Kläranlage abgeleitet.

Weiterhin sollten im Zusammenhang mit der Forderung der EG-WRRL nach einem guten ökologischen Zustand für alle natürlichen Fließgewässer im Rahmen dieses Projektes auch die Auswirkungen von Mischwassereinleitungen aus einem Kanalnetz mit besonders hohem Fremdwasseranteil im Einzugsgebiet der KA Plettenberg auf den ökologischen Zustand - basierend auf der Qualitätskomponente Makrozoobenthos - untersucht werden.

3. Untersuchungsgebiet

Die Stadt Plettenberg als größte Kommune im Einzugsgebiet der KA Plettenberg liegt am Mittellauf der Lenne in einer Höhenlage von etwa 200 bis 550 m. Das Einzugsgebiet durchziehen vier charakteristische Gewässertäler, namentlich das Oestertal, das Grünetal, das Elsetal und das Lennetal, die gleichzeitig auch die Besiedlungsschwerpunkte darstellen. Das Einzugsgebiet ist geprägt von der typischen sauerländischen Hügellandschaft mit den höchsten Erhebungen auf einer Höhenlage von etwa 590 m und einem vergleichsweise hohen Waldanteil. Das Einzugsgebiet umfasst eine kanalisierte Fläche von etwa 1.470 ha, von der 300 ha befestigte Fläche im Mischsystem entwässert und etwa 140 ha befestigte Fläche im Trennsystem entwässert werden. Derzeit sind etwa 30.500 EW an die Kläranlagen angeschlossen. Der langfristige Gebietsniederschlag im Einzugsgebiet liegt bei 1.063 mm/a und damit über dem Mittel im gesamten Ruhrverbandsgebiet, das bei 1.055 mm/a liegt. Bild 1 zeigt die Lage der Gewässertäler und der einzelnen Teileinzugsgebiete sowie die zugehörigen Niederschlagswasserbehandlungsanlagen. Insgesamt verfügt das Einzugsgebiet über 15 Stauraumkanäle mit einem Gesamtvolumen von 11.209 m³ und weiteren 14 Regenüberläufen. Mit einem spezifischen Speichervolumen von 37 m³/ha befestigter Fläche für die Niederschlagswasserbehandlung im Mischsystem ist die wirtschaftliche Obergrenze nach Maßgabe des ATV-Arbeitsblattes A 128 [1] nahezu erreicht.

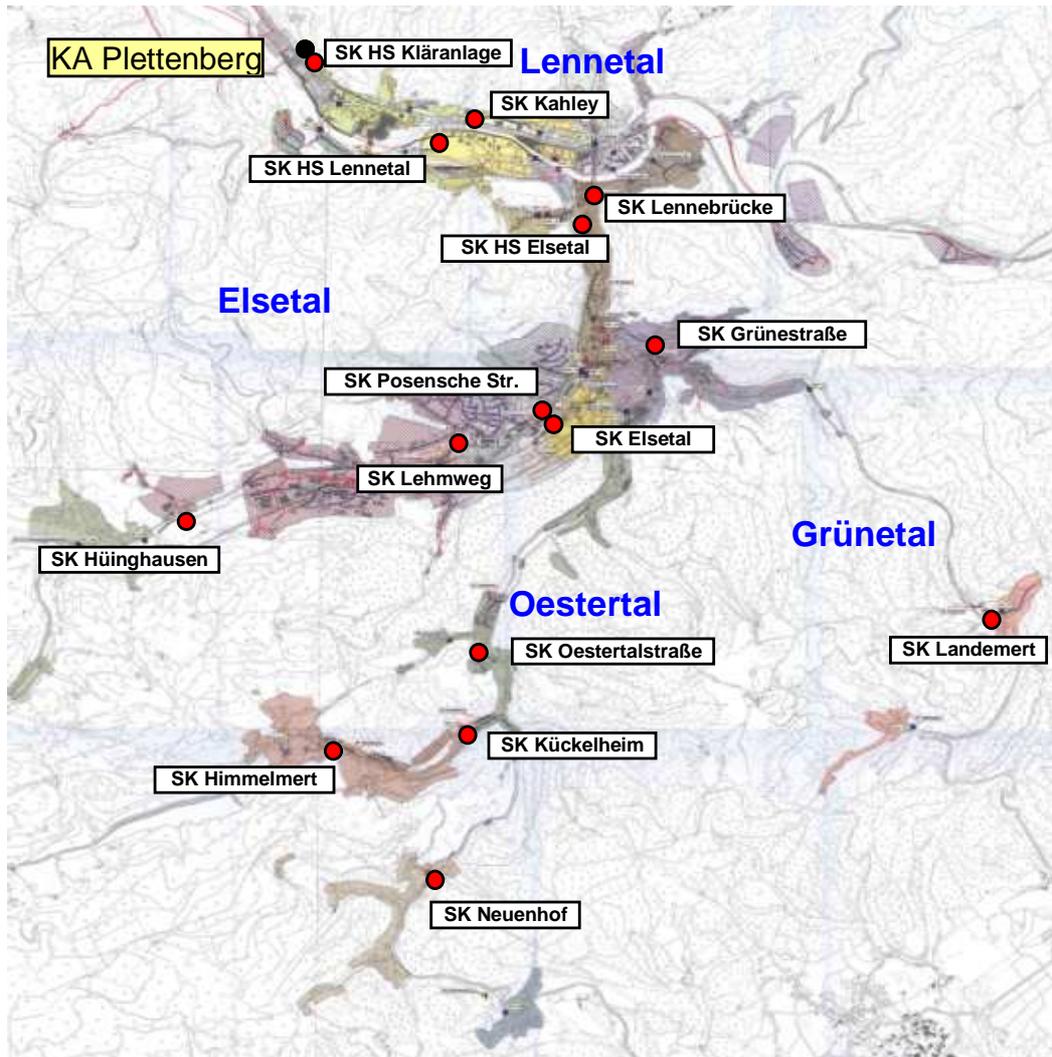


Bild 1: Einzugsgebiet der KA Plettenberg mit den dazugehörigen Niederschlagswasserbehandlungsanlagen

Zur Charakterisierung der Fremdwassersituation im Einzugsgebiet ist in Bild 2 eine Auswertung der maßgeblichen Trocken- und Fremdwasserabflüsse für die Jahre 1998 bis 2004 einschließlich der im jeweiligen Jahr gefallenen Niederschlagsmenge dargestellt. Diese Grafik zeigt, dass im Einzugsgebiet ein deutlich erhöhter Fremdwasserzufluss zur Kläranlage zu verzeichnen ist, der im Mittel der ausgewerteten Jahre bei $Q_{F,aM} = 138 \text{ l/s}$ liegt. Bezogen auf einen Trockenwetterzufluss von $Q_{T,aM} = 193 \text{ l/s}$ bedeutet dies einen Fremdwasseranteil von 72 % bzw. einen Fremdwasserzuschlag von 250 %. Der spezifische Abwasserzufluss bei Trockenwetter liegt nach Auswertung der Durchflussdaten der Kläranlage bei $q_{T,aM} = 547 \text{ l/(E} \cdot \text{d)}$.

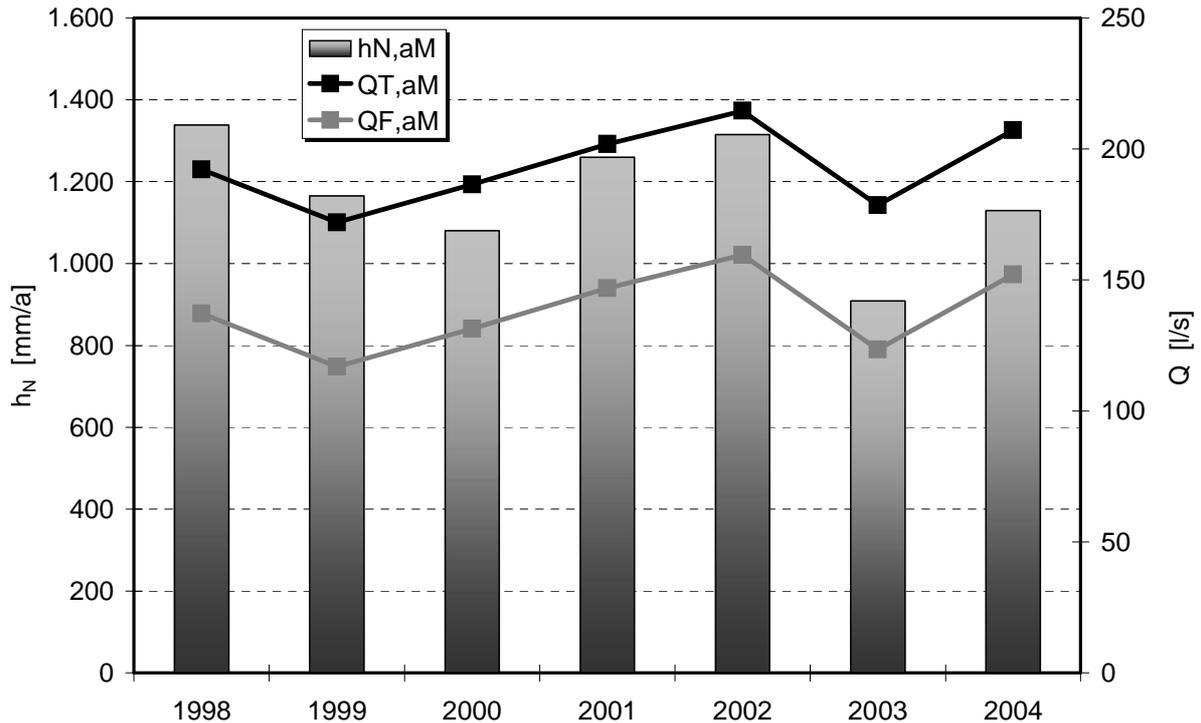


Bild 2: Trocken- und Fremdwasserabfluss sowie Niederschlagshöhe von 1998 bis 2004

Für ein gleichmäßiges Einstau- und Entlastungsverhalten aller Niederschlagswasserbehandlungsanlagen im Netz ist aber weniger das langfristige Mittel des Fremdwasserabflusses als vielmehr die örtliche und temporäre Fluktuation entscheidend. Zahlreiche Auswertungen von Kläranlageneinzugsgebieten innerhalb des Ruhrverbandsgebietes zeigen, dass sowohl örtlich wie auch zeitlich mit erheblichen Schwankungen des Fremdwasseranfalls zu rechnen ist.

Im Mittel von sieben ausgewerteten Jahren zeigt Bild 3 den typischen Jahrgang des Fremdwasseranfalls als periodisches Monatsmittel $Q_{F,pM}$ sowie darüber hinaus auch den Jahresmittelwert $Q_{F,aM}$ im Einzugsgebiet der KA Plettenberg. In den verdunstungsarmen Wintermonaten liegt der Fremdwasseranfall weit über dem langjährigen Mittelwert, während in den verdunstungsreichen Sommermonaten lediglich die Hälfte des maximalen Fremdwasseranfalls erreicht wird.

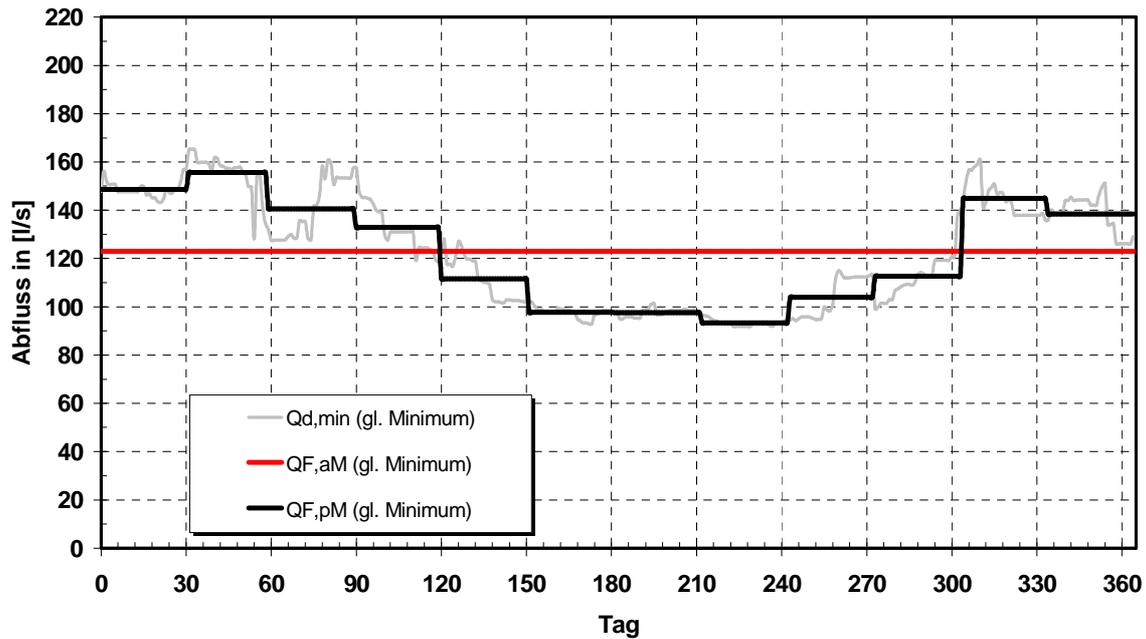


Bild 3: Jahrgang des Fremdwasseranfalls als periodisches Monatsmittel $Q_{F,pM}$ und als Jahresmittelwert $Q_{F,aM}$

Diese Unterschiede sind in niederschlagsreichen Jahren teilweise noch erheblich stärker ausgeprägt, sodass eine Fluktuation des Fremdwasseranfalls bis zum Faktor 4 im Jahresverlauf auftreten kann.

Da in der Vergangenheit die Auslegung der Niederschlagswasserbehandlung in vielen Fällen lediglich auf Basis eines mittleren Fremdwasseranfalls erfolgte, ist leicht nachzuvollziehen, dass so ausgelegte Systeme im Sommer eher über Reserven im Hinblick auf die Niederschlagswasserbehandlung verfügen, während im Winter diese Kapazitäten sehr schnell erschöpft sind.

Aber nicht nur die zeitliche Variabilität des Fremdwasseranfalls stellt eine besondere Herausforderung an die Dimensionierung und den Betrieb der Niederschlagswasserbehandlung dar, sondern auch die lokal unterschiedliche Fremdwassersituation. Da die Auslegung der Stauraumkanäle auch in diesem Fall unter Annahme eines gleichmäßig über das gesamte Einzugsgebiet verteilten Fremdwasseranfalls erfolgte, ist leicht nachzuvollziehen, dass bei den Niederschlagswasserbehandlungsanlagen in Gebieten mit einem erhöhten Fremdwasseranfall ein deutlich anderes Einstau- und Entlastungsverhalten zu erwarten ist als in anderen Teilen des Einzugsgebietes.

Zur Verdeutlichung dieses unterschiedlichen Einstau- und Entlastungsverhaltens sind in Bild 4 und in Bild 5 die Auswertungen der seit 9 Jahren in allen Stauraumkanälen des Einzugsgebietes installierten Füllstandsmessungen in Form der kumulierten jährlichen Einstau- und Entlastungsdauer dargestellt.

Diese Auswertung zeigt sehr deutlich, dass die Stauraumkanäle im Oestertal (SK Neuenhof, SK Kückelheim und SK Oestertalstraße) überproportional hohe Entlastungszeiten aufweisen. Der SK Oestertalstraße weist im Mittel der ausgewerteten Zeitreihe eine jährliche Entlastungsdauer von rd. 100 Tagen auf. Ursache für dieses extreme Entlastungsverhalten ist eine kontinuierliche Beckenfüllung in den fremdwasserreichen Wintermonaten und eine über Wochen, teilweise auch Monate andauernde Entlastungstätigkeit mit geringer Wassermenge.

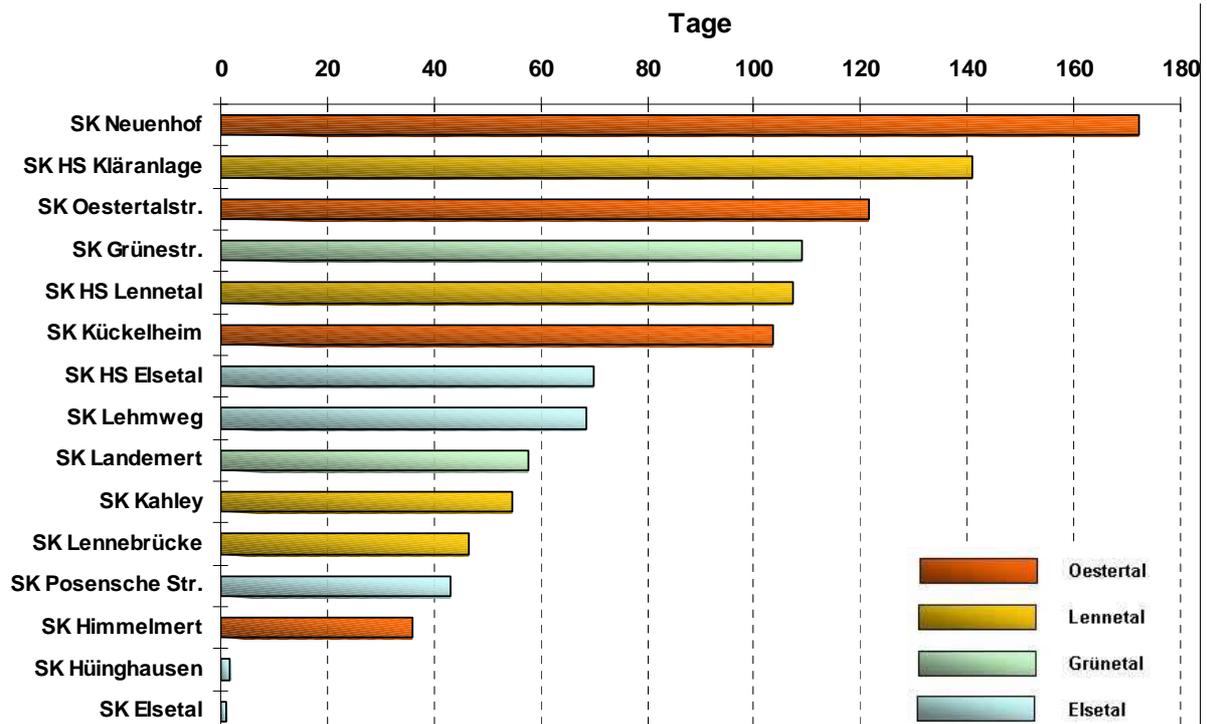


Bild 4: Kumulierte jährliche Einstaudauer der Niederschlagswasserbehandlungsanlagen (Auswertung 1996 bis 2004)

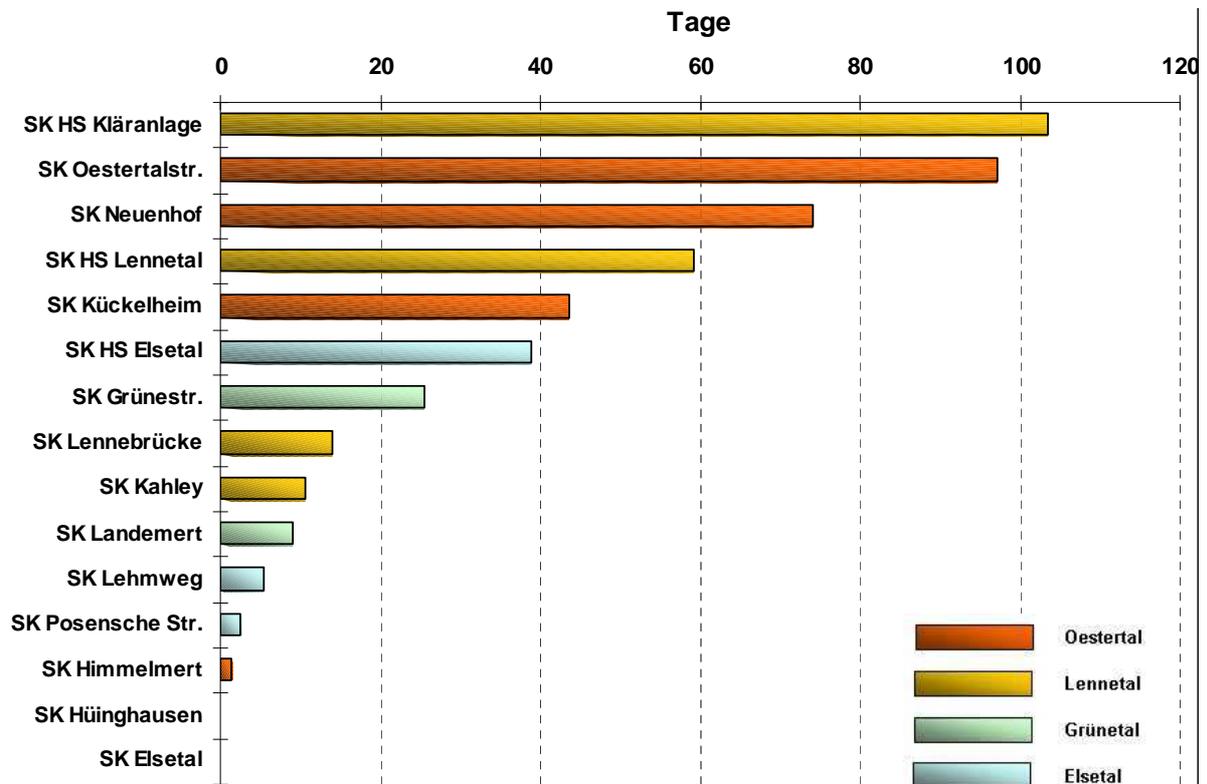


Bild 5: Kumulierte jährliche Entlastungsdauer der Niederschlagswasserbehandlungsanlagen (Auswertung 1996 bis 2004)

Dieser erhöhte Fremdwasserabfluss aus diesem Teilbereich wirkt sich natürlich auch auf die nachfolgenden Niederschlagswasserbehandlungsanlagen, insbesondere auf die beiden letzten Anlagen vor der Kläranlage, dem SK HS Kläranlage und dem SK HS Lennetal, aus, die ebenfalls erhöhte Entlastungszeiten aufweisen. Die parallel angeordneten Bauwerke im Lennetal (SK Lennebrücke und SK Kahley) zeigen demgegenüber ein eher mittleres Entlastungsverhalten. Daneben finden sich aber auch Niederschlagswasserbehandlungsanlagen, wie der SK Elsetal oder der SK Himmelmert, die ein völlig unauffälliges Einstau- und Entlastungsverhalten aufweisen.

Schließlich ist zur Ergänzung der funktionalen Bauwerke der Siedlungsentwässerung im Einzugsgebiet noch zu ergänzen, dass auch die KA Plettenberg, die Anfang der 90er Jahre mit dem Verfahrensziel einer weitergehenden Stickstoff- und Phosphorelimination in Betrieb genommen wurde, durch den hohen Fremdwasserzufluss beeinträchtigt wird. Dies wirkt sich insbesondere bei der Frachtelimination des Parameters Stickstoff aus, während die Reinigungsleistung bei den organischen Parametern (BSB₅, CSB) sowie beim Phosphor durchaus im Bereich von vergleichbaren Kläranlagen ohne erhöhten Fremdwasserzufluss liegt. So wurde im Mittel der Jahre 2003 und 2004 bei Ablaufkonzentrationen von 3,2 mg/l BSB₅ sowie 19,3 mg/l CSB ein Eliminationsgrad von 89 % bezogen auf den Parameter CSB erreicht. Auch beim Parameter Phosphor, dessen mittlerer Ablaufwert in den Jahren 2003 und 2004 bei 0,4 mg/l P_{ges} lag, wird eine Eliminationsleistung von 89 % erreicht. Deutlich anders sieht die Situation allerdings bei der Stickstoffelimination aus. Obwohl die Ablaufkonzentrationen mit 1,8 mg/l NH₄-N, 6,9 mg/l NO₃-N und 8,8 mg/l N_{ges} deutlich unter den für diese Anlage geltenden Überwachungswerten liegen, erreicht die Gesamtstickstoffelimination mit 55 % nur einen durchschnittlichen Wert. Über die verfahrenstechnischen Konsequenzen eines erhöhten Fremdwasseranfalls auf die erreichbare Stickstoffelimination berichtet ausführlich Decker [5], sodass an dieser Stelle auf eine kausale Darlegung des bekannten Zusammenhangs zwischen erhöhtem Fremdwasseranfall und zurückgehender Stickstoffelimination verzichtet wird. Dass die Kläranlage allerdings auch bei ausgeprägten Trockenwetterverhältnissen die Ablaufanforderungen bei weitem unterschreitet, zeigte sich beispielsweise im Sommer 2003, der sich durch einen extrem niedrigen Fremdwasseranfall im Jahresvergleich auszeichnete. So wurden in dieser ausgeprägten Trockenwetterphase im Ablauf der Kläranlage im Mittel lediglich 0,6 mg/l NH₄-N, 8,6 mg/l NO₃-N, 9,2 mg/l N_{ges}, 19,7 mg/l CSB und 0,4 mg/l P_{ges} gemessen.

4. Untersuchungsmethoden

4.1 Aufbau des Messprogramms

Im ersten Abschnitt des Untersuchungsvorhabens stand die Erfassung des Abflussgeschehens im Einzugsgebiet der KA Plettenberg. Das Messprogramm verfolgte den Zweck, einerseits Daten zur Kalibrierung des hydrologischen Schmutzfrachtmodells anhand von Niederschlagsabflussbilanzierungen zu liefern, andererseits sollten die Messungen auch Aufschluss über die Größe sowie die regionale und jahreszeitliche Verteilung des Fremdwasser-aufkommens geben.

Neben den bereits vorhandenen 15 Höhenstandsmesseinrichtungen in den NWB-Anlagen wurden zur Erfassung der Misch- und Fremdwasserabflüsse 20 Durchflussmessstellen im Kanalnetz eingerichtet. Um den Messaufwand überschaubar und in einem wirtschaftlich vertretbaren Rahmen zu halten, wurde ein Grobnetz aus „stationären“ sowie ein Feinnetz aus „temporären“ Durchflussmessstellen gebildet. Bei der Auswahl der Durchflussmessstellen wurde darauf geachtet, dass die Sonden im rückstaufreien Zulaufbereich der Stauraumkanäle liegen. Durch diese Anordnung war sichergestellt, dass für die spätere Modellkalibrierung sowohl Fremdwasserabflüsse als auch ungedrosselte Maximalabflüsse bei Regen vorliegen.

Für eine umfassende Fremdwasseranalyse sind weiterhin Niederschlagsmessungen zur Differenzierung von Trockenwetter- und Regentagen sowie Temperaturoaufzeichnungen zur Bestimmung von Schneefalltagen und Tauwasserabflüssen notwendig. Zur Erfassung dieser Messdaten wurden daher Klimastationen und Regenschreiber aufgestellt. Die Durchführung und Betreuung der Messkampagne übernahm die Ruhr-Wasserwirtschafts-Gesellschaft mbH (RWG), die bereits über umfassende Erfahrungen im Bereich von Durchflussmessungen in Kanalisationsnetzen verfügt. Der Messzeitraum lag zwischen März 2004 und April 2005. Die Erfassung der Messdaten erfolgte kontinuierlich und ereignisunabhängig in einer Dichte von zwei Minuten. Neben der 4-wöchentlichen Datenauslesung war für den reibungslosen Betrieb eine wöchentliche Wartung der Systeme erforderlich. Nur durch diesen hohen Personalaufwand war es möglich, eine Datenverfügbarkeit von über 90 % zu erreichen.

4.1.1 Stationäre Durchflussmessstellen

Die stationären Durchflussmessstellen bildeten das Grundgerüst des Messvorhabens. Die Messschächte befanden sich jeweils am Ende der Entwässerungsgebiete der einzelnen Gewässertäler (s. Bild 6). Darüber hinaus wurden zwei weitere Systeme im Oestertal eingebaut (Mst_01 und Mst_04), da hier ein weit überproportionaler Fremdwasseranteil vermutet wurde.

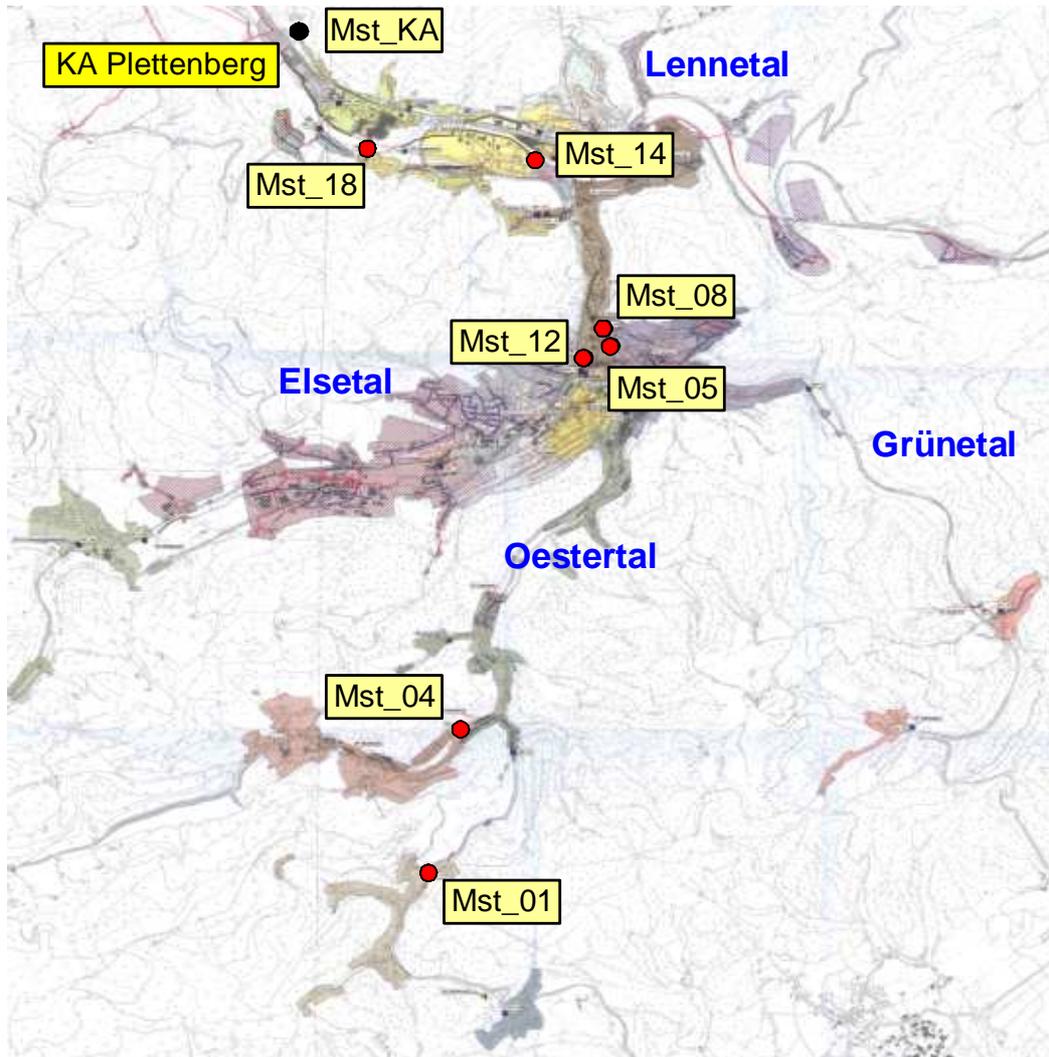


Bild 6: Anordnung der stationären Durchflussmessstellen

Neben der bereits vorhandenen Zuflussmessung auf der Kläranlage (Mst_KA) erfolgte der Einbau zweier weiterer Messstellen im Lennetal. Diese befanden sich vor den zentralen Stauraumkanälen SK HS Lennetal (Mst_14) und SK HS Kläranlage (Mst_18).

Zur Erfassung des Durchflusses wurden überwiegend explosionsgeschützte, mobile Durchflussmessgeräte gemäß Bild 7 und Bild 8 eingesetzt.



Bild 7: Mobiler US-Doppler Sigma 911

Bei diesen Messsystemen handelt es sich um ex-geschützte, batteriebetriebene Datensammler, die über eine im Abwasserstrom auf der Kanalsole sitzende Kombisonde zur parallelen Erfassung der Fließgeschwindigkeit und der Fließtiefe (Drucksonde) verfügen.

Die Geschwindigkeitsmesssonden arbeiten nach dem US-Dopplerprinzip, d.h. es wird ein Ultraschall mit einer Frequenz von 1 MHz (Piezokristall) in die Strömung ausgesendet, der an den im Abwasser mitgeführten Partikeln reflektiert und vom Sensor wieder empfangen wird. Durch die Reflexion an den bewegten Teilchen entsteht eine Frequenzverschiebung, die wiederum ein Maß für die Fließgeschwindigkeit ist. Bedingt durch die Störung der Strömung - hervorgerufen durch Sensor und Kabel - ist bei strömendem Abfluss ein Mindestwasserstand von 0,04 m erforderlich.

Aus dem gemessenen Wasserstand und der manuell aufgemessenen Kanalgeometrie wird in der Auswertesoftware der durchströmte Rohrquerschnitt berechnet. Aus dem Produkt von durchströmtem Querschnitt und gemessener Fließgeschwindigkeit ergibt sich der Durchfluss. Im Fall, dass ein Kanal überstaut, wird der Gesamtquerschnitt für die Durchflussberechnung zugrunde gelegt. Die Genauigkeit dieser Geräte liegt bei etwa +/- 15 %.



Bild 8: Mobiler US-Doppler UGSH und Sensor

Das UGSH-Messgerät arbeitet analog dem Sigma-911-Gerät, verfügt aber über einen zusätzlichen hochgenauen Drucksensor zur Wasserstandsregistrierung.

Bedingt durch die Messung im Abwasser ist eine regelmäßige Reinigung der Sensoren unerlässlich. Darüber hinaus ist die Länge des Messintervalls, die regelmäßige Auslesung des Ringspeichers, der Akkuaustausch, die wöchentliche technische Kontrolle der Geräte und Kalibrierungsmessungen (Tages- und Durchfluss-Handmessungen) entscheidend für die Qualität der Abflussmessdaten.

4.1.2 Temporäre Durchflussmessstellen

Diese Messstellen verdichten das Grobnetz der stationären Messstellen. Jeweils 5 Messgeräte wurden gewässerbezogen über einen Zeitraum von jeweils 16 Wochen zusätzlich betrieben und dann umgesetzt. Durch diese Vorgehensweise kann in jedem Gewässerabschnitt über 4 Monate das Abflussverhalten sehr detailliert abgebildet werden. Die Lage der Messstellen sowie die Einsatzdauer ist Bild 9 bzw. Tabelle 1 zu entnehmen.

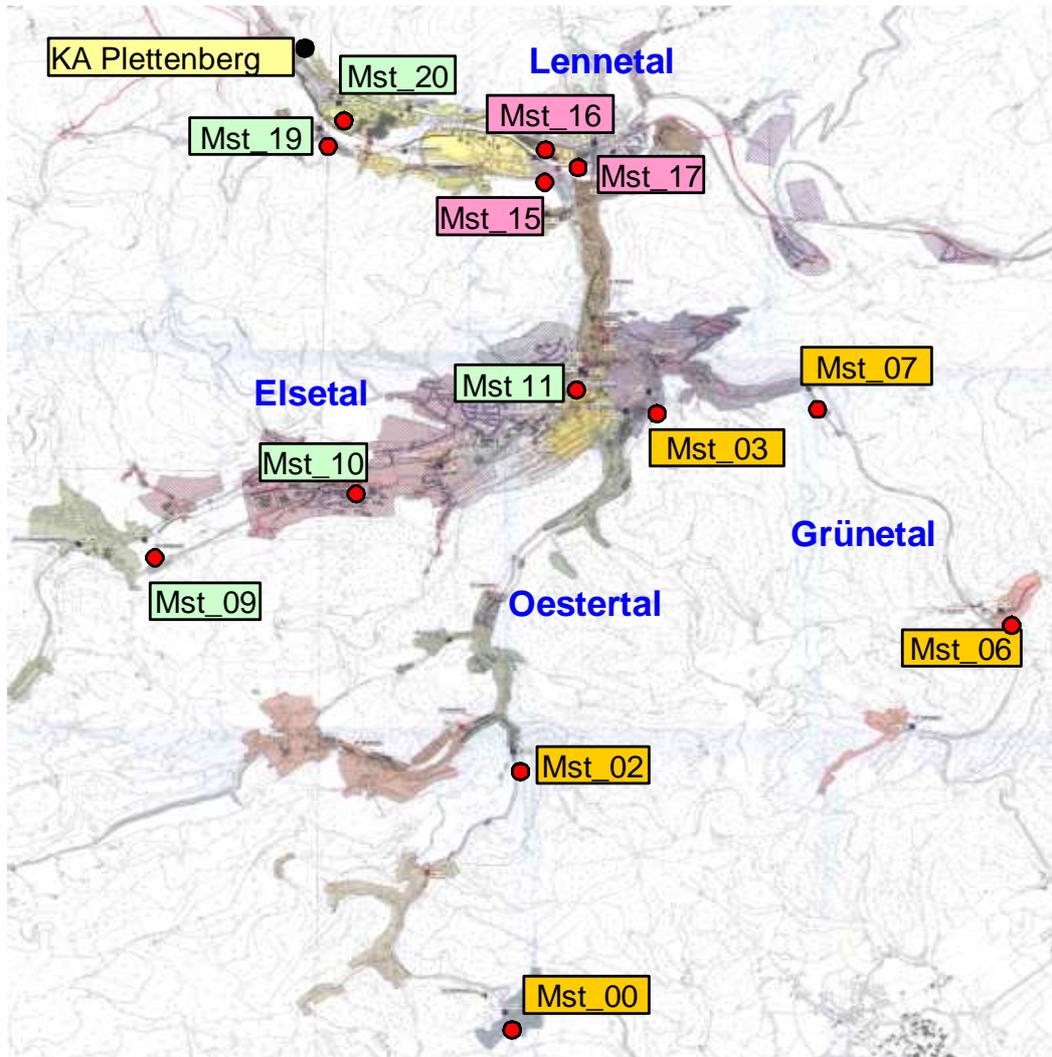


Bild 9: Anordnung der temporären Durchflussmessstellen

Tabelle 1: Betrieb der temporären Messstellen

	Oestertal	Grünetal	Elsetal	Lennetal
März - Juni	Mst_00 Mst_02 Mst_03	Mst_06 Mst_07		
Juli - November			Mst_09 Mst_10 Mst_11	Mst_19 Mst_20
Dezember - März				Mst_15 Mst_16 Mst_17

Die an den temporären Messstellen eingesetzten Geräte waren baugleich den unter 4.1.1 beschriebenen Messgeräten.

4.1.3 Niederschlags- und Klimamessungen

Aufgrund der geografischen Lage des Einzugsgebietes ist davon auszugehen, dass auch das Niederschlagsgeschehen in den Teilbereichen recht unterschiedlich ist. Aus diesem Grunde wurden insgesamt 5 Niederschlagschreiber installiert, wobei zwei Standorte (Mst_50 und Mst_53) als Klimastationen mit zusätzlicher Erfassung der Luftfeuchte und der Temperatur ausgestattet wurden. In Bild 10 sind die Standorte der Geräte dargestellt.

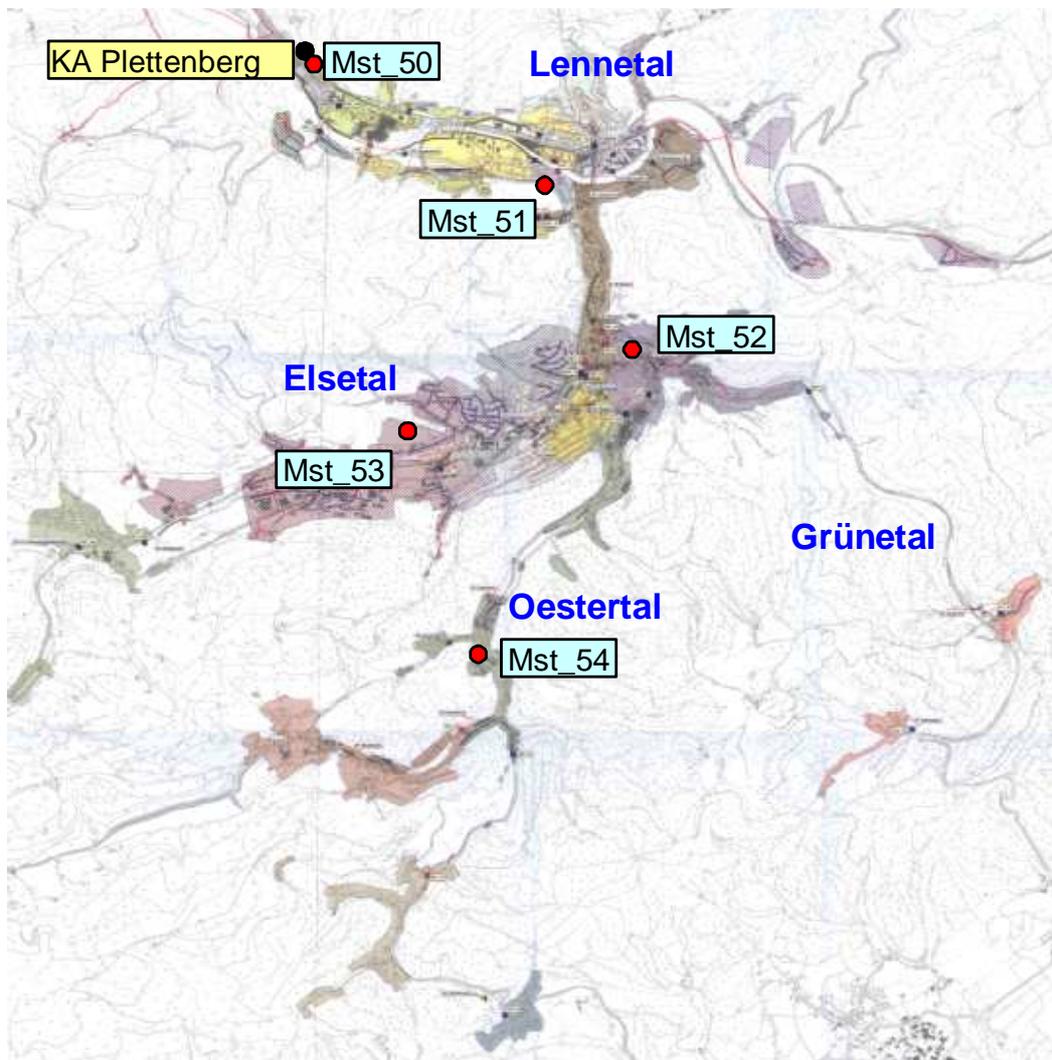


Bild 10: Anordnung der Niederschlagsmessstellen

Die Aufzeichnung des Niederschlages erfolgte durch Regenschreiber RG 100-RDS bzw. aufgerüstete Klimastationen (s. Bild 11). An Klimastationen wurden Temperatur, Luftfeuchte und Niederschlag aufgezeichnet.

Das für die Niederschlagsmessung eingesetzte Messsystem des Regenschreibers arbeitet nach dem Kippwaagen-Prinzip. Die sich hierdurch ergebende Genauigkeit liegt bei gefallenen 0,1 mm Niederschlag, bei denen eine Kippung der Waagschale ausgeführt wird.



Bild 11: Klimastation (links) und Regenschreiber RG 100-RDS (rechts)

4.1.4 Höhenstandsmessungen

Alle vorhandenen Niederschlagswasserbehandlungsanlagen sind bereits seit mehreren Jahren mit kontinuierlich arbeitenden Höhenstandsmessungen ausgestattet. Zusätzlich wurden sechs weitere Regenüberläufe mit einer mobilen Höhenstandsmessung (s. Bild 1) ausgestattet, die parallel zur jeweiligen temporären Messperiode in Betrieb waren.

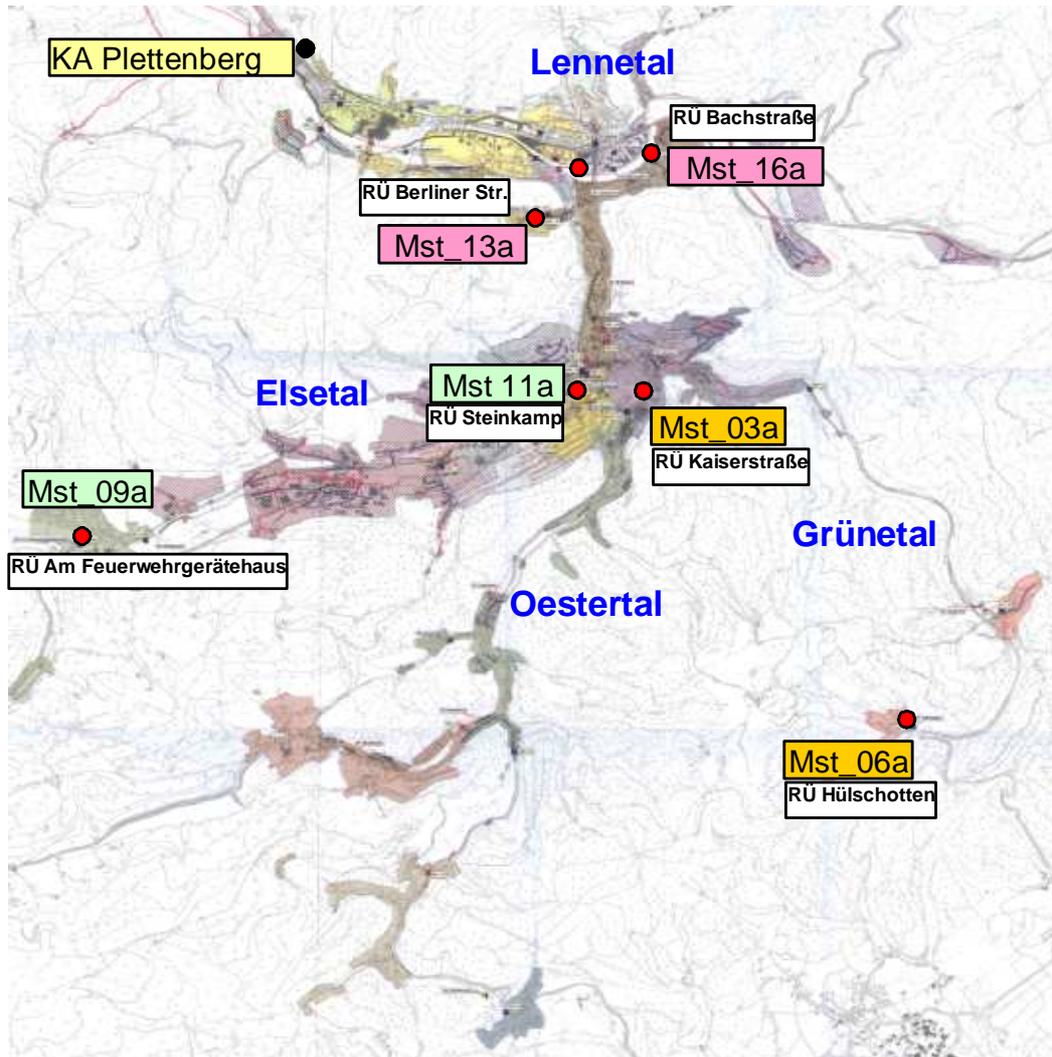


Bild 12: Zusätzliche Höhenstandsmessung an Regenüberläufen

Bei den eingesetzten Messgeräten handelt es sich um explosionsgeschützte, batteriebetriebene Datensammler, an denen zur Wasserstandsmessung eine Drucksonde angeschlossen ist (s. Bild 13). Die Drucksonde wird auf der Kanalsohle installiert, während der Datensammler an einem Steigeisen unmittelbar unter der Schachtabdeckung eingehängt wird. Die eingesetzten Drucksonden bestehen im Wesentlichen aus einer dünnen Membran, auf die ein Dehnungsmessstreifen (DMS) aufgedampft ist. Abhängig vom Wasserstand kommt es zu einer mehr oder weniger starken Verformung der Membran und somit auch des DMS. Die Verformung des Messstreifens führt zu einer Widerstands- und somit zu einer Spannungsänderung, die dem Wasserstand proportional ist. Die anliegende Messspannung wird mittels A/D-Wandler in ein digitales Signal umgewandelt und im Datensammler als Messwert abgespeichert. Die Drucksonden besitzen eine Messgenauigkeit von 0,2 % vom Endwert.



Bild 13: Exgeschützte Mobile Drucksonde (MDS4-Ex „Kanalagent“)

Die Datensammler arbeiten im 2-Minuten-Takt, d.h. im Intervall von 120 Sekunden wird jeweils eine Messung ausgeführt. Die Messsysteme sind auf einen Messbereich von 0 – 4 m abgeglichen, wodurch sich eine Auflösung von ca. 3 mm ergibt.

4.1.5 Weitergehende Abflussmessung durch systematisierte Handmessungen

Zur Abschätzung von konkreten Sanierungsmaßnahmen und möglichen Fremdwasserreduzierungen ist es erforderlich, Fremdwasserquellen punktuell zu ermitteln. Zu diesem Zwecke wurden vornehmlich im Oestertal punktuelle Handmessungen zwischen den stationären Messstellen im Sammlerverlauf vorgenommen. Diese Messungen erfolgten an 29 Stellen innerhalb des Kanalisationsnetzes im Oestertal und wurden in 4 Messkampagnen zwischen November 2004 und März 2005 durchgeführt. Bei diesen Abflussmessungen handelte es sich um unkalibrierte Anzeigenwerte. Anhand der Abflussdifferenzen ist es jedoch möglich, die Fremdwasseranteile kleinräumig auf die Einzelhaltungen und seitlichen Anschlüsse zu übertragen. In einzelnen Abschnitten wurde darüber hinaus mittels TV-Inspektion der jeweilige Fremdwasserschaden dokumentiert.

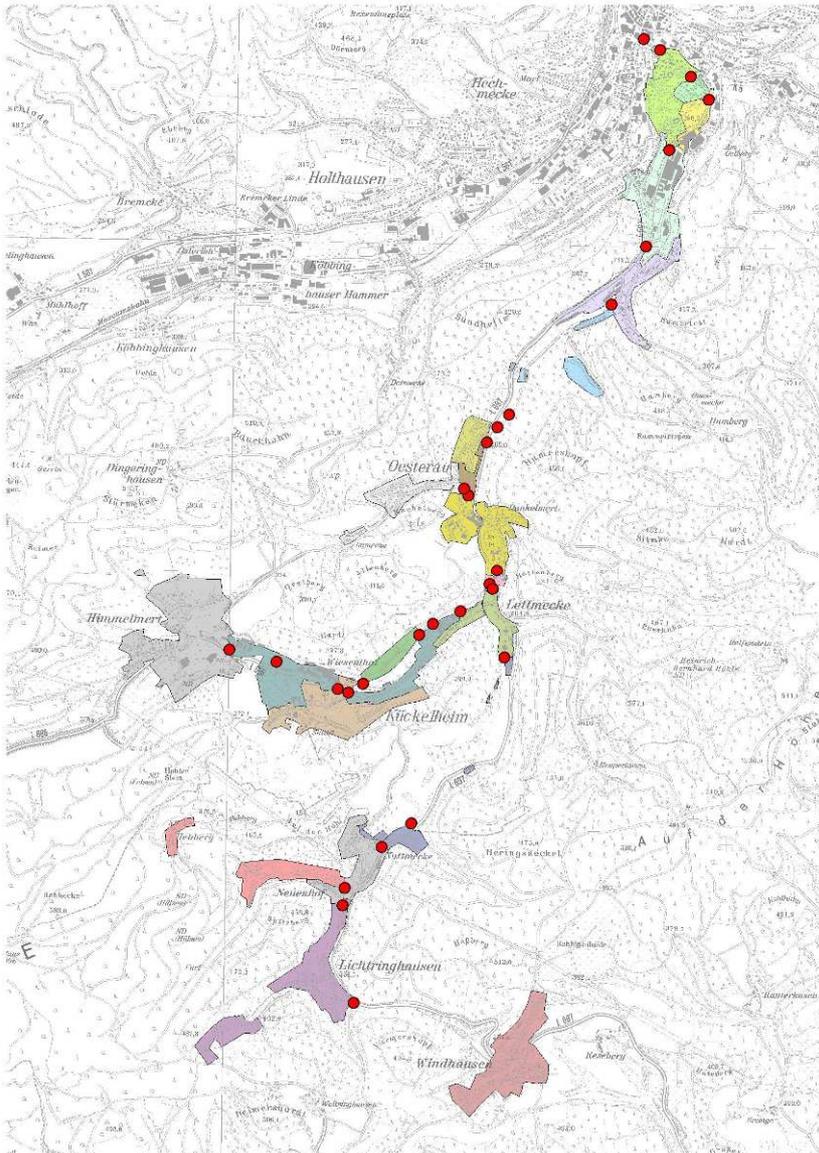


Bild 14: Weitergehende Handmessungen im Oestertal

Die Durchfluss-Handmessungen wurden mit einem Flo-Mate (magnetisch-induktives Strömungsmessgerät der Fa. GWU Umwelttechnik) durchgeführt (s. Bild 15). Bei der Abflussermittlung wurden im offenen Gerinne nach dem Geschwindigkeitsflächenverfahren bis zu fünf Messpunkte erfasst und die mittlere Fließgeschwindigkeit errechnet. Bei diesem Verfahren wird nach der Kontinuitätsgleichung aus der mittleren Fließgeschwindigkeit und der über einen Bezugspunkt gemessenen Fließtiefe der Abfluss errechnet.



Bild 15: Mobiles Durchflussmengenmessgerät 2000 Flo-Mate (Fa. GWU)

4.1.6 Zulaufmessungen auf der Kläranlage

Neben der vorhandenen Zuflussmessung auf der Kläranlage in Plettenberg wurde für den Zeitraum des Untersuchungsvorhabens zusätzlich eine UV/VIS-Spektrometersonde der Firma s::can, Wien eingesetzt (s. Bild 16).



Bild 16: s::can Spektrometersonde mit Druckluftspülung

Diese Spektrometersonden arbeiten nach dem Messprinzip der UV/VIS-Spektrometrie. Die Inhaltsstoffe des Messmediums schwächen den von einer Lampe emittierten Lichtstrahl, der die Flüssigkeit durchquert. Nach dem Kontakt mit der Flüssigkeit wird seine Intensität von einem Detektor über einen Wellenlängenbereich vermessen. Jedes Molekül absorbiert

Strahlung einer bestimmten und bekannten Wellenlänge. Für alle Substanzen gibt es deshalb ein charakteristisches Absorptionsspektrum, welches Ihre Identifikation erlaubt. Die Konzentration der enthaltenen Substanz bestimmt die Größe des erfassten Messwertes – der Lichtintensität. Je höher der Gehalt eines Stoffes ist, desto stärker dämpft er den Lichtstrahl im spezifischen Wellenlängenbereich. Durch die anwendungsspezifische globale Kalibrierung kann der Fingerprint bestmöglich interpretiert werden. Bereits ab Werk werden die Algorithmen zur Berechnung verschiedener Parameter zur Verfügung gestellt, so z.B. im Anwendungsfall des Kläranlagenzuflusses: TSS_{eq} , NO_3-N_{eq} , COD_{eq} und $CODf_{eq}$. Diese Algorithmen beruhen auf der In-Situ Erfahrung von $s::can$ in vergleichbaren Anwendungsfällen, d.h. auf realen Medienqualitäten und nicht auf künstlich im Labor hergestellten Standardlösungen. Zusätzlich wurde regelmäßig eine Prüfung und ggf. Nachkalibrierung anhand separater nass-chemischer Laboranalysen durchgeführt.

Die automatische Reinigung erfolgte über einen angeschlossenen Kompressor mit Druckluft und verhinderte so die Ausbildung von Fensterbelägen, welche die Messwerte verfälschen würden. Auf diese Weise konnte auch im Zulauf von Kläranlagen über Wochen drifffrei gemessen werden.

4.1.7 Immissionsbetrachtung und gewässerökologische Untersuchungen

Für die Beurteilung der Immissionssituation wurde neben der gewässerökologischen Bestandsaufnahme auch eine Abschätzung der hydraulischen Wirkung der Einleitungen vorgenommen.

4.1.7.1 Ermittlung der hydraulischen Immissionen nach BWK-M3

Die Immissionsbetrachtung selbst erfolgt grundsätzlich nicht punkt-, sondern linienbezogen. Um die hydraulische Belastung der einzelnen Gewässer beurteilen zu können, mussten zunächst geschlossene Siedlungsgebiete abgegrenzt werden. Dies geschieht über die Abschätzung des Einflussbereiches von Mischwassereinleitungen im Gewässerverlauf.

Das Einzugsgebiet der KA Plettenberg kann entsprechend den Empfehlungen des BWK-Merkblattes M3, Kapitel 3.2.1 [3], in vier geschlossene Siedlungsgebiete unterteilt werden. In Abhängigkeit von Fließtiefe ($\leq 0,5$ m) und -geschwindigkeit ($\leq 0,5$ m/s) beträgt der Einflussbereich möglicher Einleitungen weniger als 2,8 km ($7 \text{ km} \cdot 0,4$). Das oberirdische Einzugsgebiet der Gewässer bis zum Ende dieser Siedlungsgebiete bildet dann den Immissionsraum für die Berechnung der naturnahen Hochwasserabflusspende.

Bild 17 zeigt die Abgrenzung der geschlossenen Siedlungsgebiete und Immissionsräume, aufgrund der Empfehlungen des BWK-Merkblattes M3. Auf die hydraulische Untersuchung der Einleitungen in die Lenne ($A_{E0} > 500 \text{ km}^2$) kann verzichtet werden.

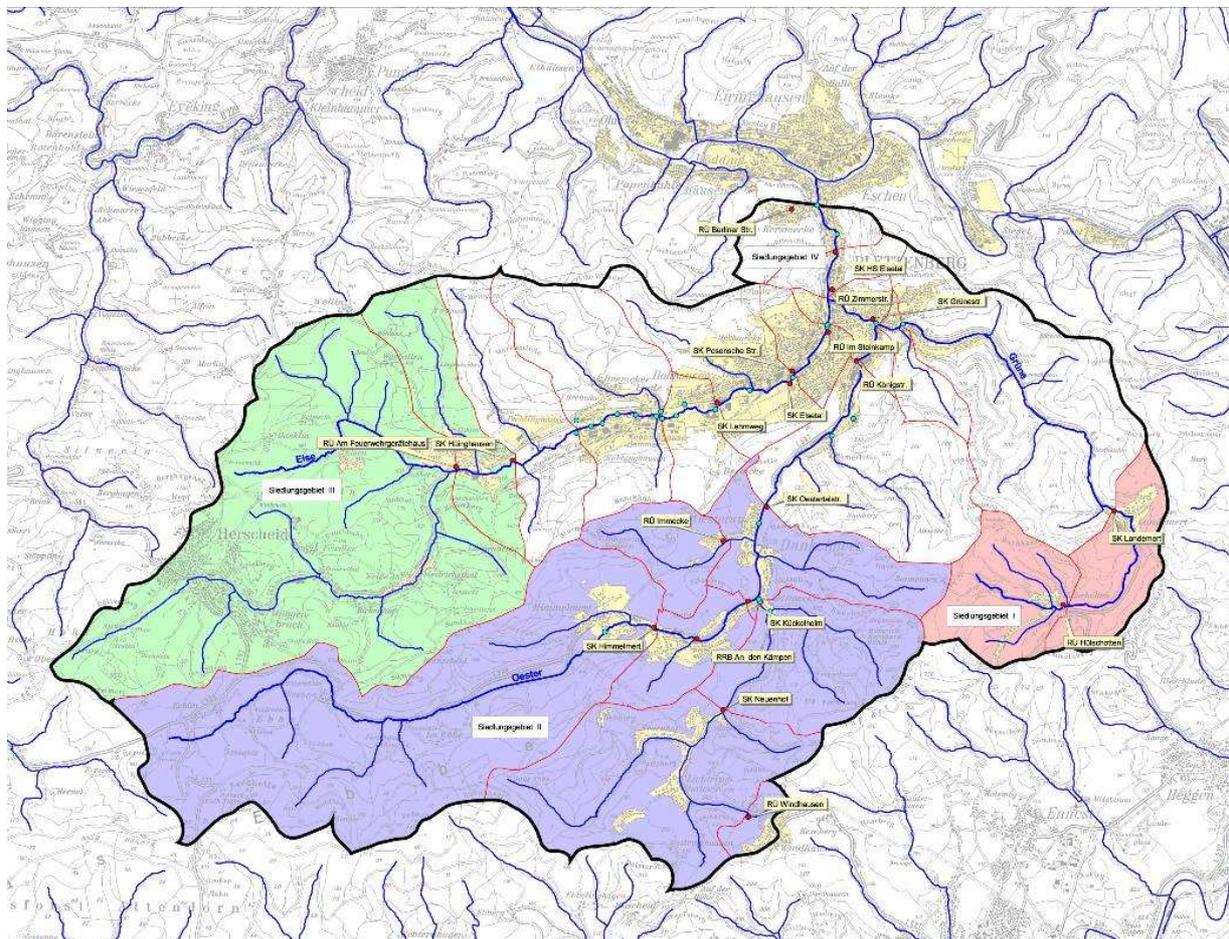


Bild 17: Abgrenzung der geschlossenen Siedlungsgebiete und Immissionsräume gem. BWK-M3

Das Siedlungsgebiet I umfasst den Oberlauf der Grüne mit den Einleitungen aus dem Regenüberlauf Hülshotten sowie dem SK Landemert. Das geschlossene Siedlungsgebiet II umfasst das Oestertal bis zum SK Oestertalstraße. Mit einzubeziehen sind auch die Einleitungen in die Nuttmecke (RÜ Windhausen und SK Neuenhof). Als drittes Siedlungsgebiet definieren sich die Einzugsgebiete im Elsetal bis zum SK Hüinghausen, während der weitere Bereich bis zur Einmündung in die Lenne als eigenständiges Siedlungsgebiet zu definieren ist. Aufgrund der örtlichen Nähe sind hier auch die Einleitungen am Ende des Grüne- und des Oestertals mit einzubeziehen.

Für den hydraulischen Lastfall im vereinfachten Nachweisverfahren wird der Spitzenabfluss der Kanalisation $Q_{E,n=1}$ dem einmal jährlich überschrittenen potenziell naturnahen Hochwas-

serabfluss des Gewässers $HQ_{1,p,nat}$ gegenübergestellt. Der zulässige Entlastungsabfluss eines geschlossenen Siedlungsgebietes berechnet sich hiermit zu:

$$Q_{E,zul.} < 1,0 Hq_{1,p,nat} \cdot A_{red}/100 + x \cdot Hq_{1,p,nat} \cdot A_{E0}$$

mit	$Q_{E,zul.}$:	kritischer jährlicher Einleitungsabfluss [l/s]
	$Hq_{1,p,nat}$:	potenziell naturnahe Hochwasserabflussspende [l/(s · km ²)]
	A_{red} :	befestigte Fläche des geschlossenen Siedlungsgebietes [ha]
	A_{E0} :	oberirdisches Einzugsgebiet des Gewässers [km ²]
	x:	Multiplikationsfaktor für die zul. Abflusserhöhung für anthropogene Einflüsse

Die Bestimmung der gewässerkundlichen Daten erfolgte in Anlehnung an das BWK-Merkblatt M3 [3] sowohl für einzelne Gewässerabschnitte als auch für jede Mischwassereinleitung. Da für das Einzugsgebiet der KA Plettenberg die gewässerkundlichen Grundlagen nicht flächendeckend vorliegen, erfolgte die Bestimmung der Hochwasserabflussspende $Hq_{1,p,nat}$ anhand der Abbildungen 4.1 und 4.2 des BWK-M3. Als Standardwert für anthropogene Einflüsse wird ein Multiplikator $x = 0,1$ empfohlen, was einem zweijährlichen Hochwasser ($Hq_{2,p,nat}$) gleichgestellt ist. In den nachfolgenden Untersuchungen wurde dieser Wert in einer Bandbreite von 0,1 bis 0,5 variiert, da die bisherigen Erfahrungen mit dem vereinfachten Nachweisverfahren in Mittelgebirgsräumen zeigen, dass das Verhältnis aus $Hq_{2,p,nat}$ zu $Hq_{1,p,nat}$ häufig deutlich größer als 1,1 ist (x damit $> 0,1$).

Die erforderlichen Grundlagendaten der Kanalisation wurden aus dem vorliegenden kalibriertem Schmutzfrachtmodell entnommen. Dies betrifft insbesondere die abflusswirksamen Flächen, die für die Berechnung des maximalen Entlastungsabflusses herangezogen werden. Als maßgebender Bemessungsregen dient das 15-minütige Niederschlagsereignis mit einer Wiederkehrzeit von $T = 1$ gemäß KOSTRA-Starkregenauswertung.

4.1.7.2 Gewässerökologische Untersuchungen

Für die Lenne, Oester und Nuttmecke liegen im Rahmen der Bestandsaufnahme Ruhr der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) [8] Abschätzungen zur Erreichung des guten ökologischen Zustands vor [17]. Die Oester ist unterhalb der Mündung der Leitmecke bis zum SK Oestertalstraße und im Stadtgebiet von Plettenberg vorläufig als „erheblich verändert“ eingestuft.

Für die Beurteilung des Einflusses der Einleitungen auf die Gewässerökologie wurde die Makrozoobenthosbesiedlung am 09.01.2006 und am 08.06.2006 jeweils oberhalb und un-

terhalb der Einleitung mit der Methode ASTERICS/PERLODES [16] untersucht (AQEM/STAR Ecological River Classification System, früher AQEM = Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates, s. www.aqem.de). Die Lage der untersuchten Einleitungsstellen ist der Tabelle 9 auf S. 46 sowie Anlage 1 zu entnehmen.

In Anlehnung an das Merkblatt M3 des BWK [3, 4] wurde die Beprobung jeweils direkt oberhalb der Einleitung und 50 bis 100 m unterhalb der Einleitung durchgeführt. Die Beprobung am 09.01.2006 fand während einer längeren Trockenwettersituation statt, während der Einleitungen auch bei Fremdwassereinfluss unwahrscheinlich sind. Damit ist gewährleistet, dass keine akuten Effekte erfasst werden, sondern der Vergleich der Proben ober- und unterhalb der Einleitungen überprüft, ob die Einleitungen **nachhaltige** Veränderungen der gewässerökologischen Situation bewirken. Die zweite Beprobung am 08.06.2006 erfolgte nach dem Abklingen einer erhöhten Abflusssituation, bei der z.B. in der Lenne Abflüsse größer 3 x MQ erreicht wurden (s. Bild 18). Die erfasste aquatische Lebensgemeinschaft war somit zum Zeitpunkt der Beprobung ober- wie unterhalb der untersuchten Einleitungen bereits durch einen gewissen hydraulischen Stress geprägt. Die letzten Entlastungsereignisse vor der Probenahme lagen wahrscheinlich aufgrund sommerlich geringem Fremdwasseranfall und Rückgang der Abflusslinie mehrere Tage zurück. Hierdurch wurden auch bei dieser Beprobung, wie im BWK-M3 empfohlen, nicht die akuten Wirkungen der Einleitungen erfasst. Die Abflusssituation vor der Probenahme kann mit Hilfe der Abflusskurve des Pegels Rönkhausen (Lenne) abgeschätzt werden (s. Bild 18).

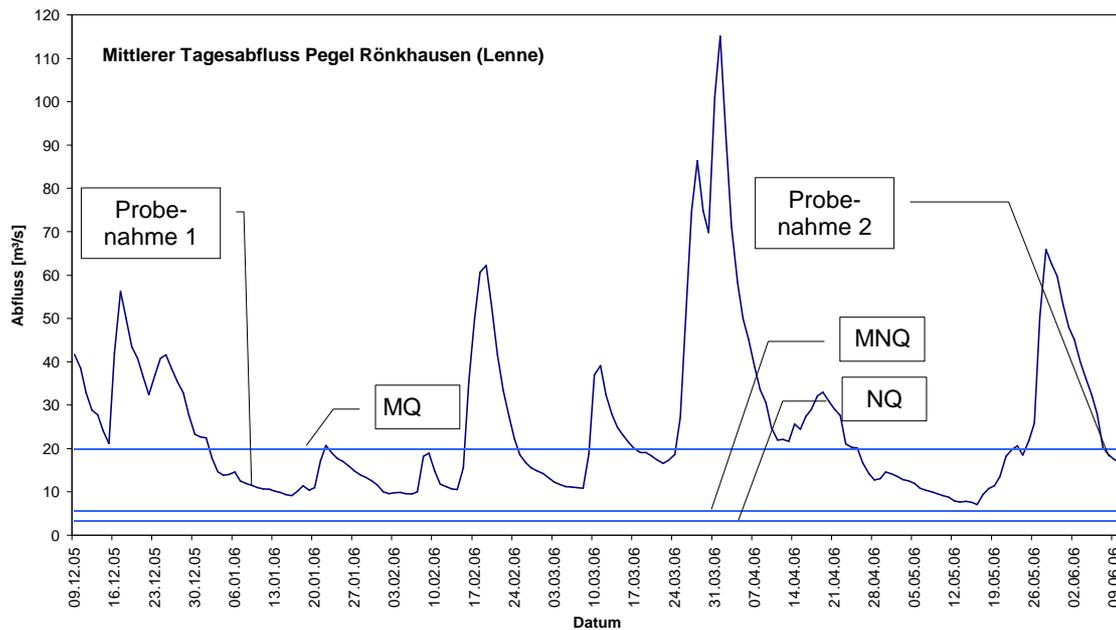


Bild 18: Abflusskurve der Lenne am Pegel Rönkhausen (Stat. 66 km) als Tagesmittelwerte (Quelle: StUA Siegen, Hauptwerte für die Abflussjahre 1997 bis 2006)

Die Bewertung eines Fließgewässerabschnitts wird bei PERLODES-Untersuchungen mit standardisierten Methoden zur Aufsammlung, Aufbereitung und Auswertung von Makrozoobenthosproben durchgeführt. Weitere Informationen zur Methodik können dem Methodischen Handbuch Fließgewässerbewertung, Stand Mai 2006, [16] entnommen werden.

Die Taxaliste wurde auf das taxonomisch sicher bestimmbare Niveau gefiltert. Die Auswertung der Beprobung erfolgte mit der Software ASTERICS 3.0, Bewertungssystem PERLODES. Eine zuvor erfolgte Auswertung mit der Vorgängerversion AQEM ist unter [10] zusammenfassend dargestellt.

Da die Ergebnisse der ersten biologischen Untersuchung der Oester die Vermutung nahelegten, dass dieses Gewässer durch erhöhte Schwermetallkonzentrationen beeinflusst sein könnte, wurden am 08.06.2006 in diesem Gewässer an einer Referenzstelle sowie an drei Probestellen im Längsverlauf in Bereichen potenzieller Emittenten Sedimentproben entnommen (s. Tabelle 2). Hierzu wurden jeweils an mehreren Stellen insgesamt 1 Liter Feinkornsedimente entnommen und zu einer Mischprobe vereinigt. Aus der getrockneten Probe wurde der Metallgehalt der Kornfraktion < 100 µm analysiert. Die Ergebnisse sind der Anlage 2 zu entnehmen.

Tabelle 2: Lage der Probestellen Sedimentuntersuchung

Nr.	Lage	Station	Rechtswert	Hochwert
1	oh. Oestertalsperre	10,4 km	3416049	5670265
2	uh. Fa. Schulte + Wiese	7,6 km	3418442	5671369
3	uh. Fa. Mahle	6,6 km	3419364	5671172
4	uh. Verzinkerei Rentrop	5,6 km	3420051	56716823

Die Gewässertypzuordnung erfolgt bei PERLODES gemäß der biozönotischen Fließgewässer-Typenkarte BRD [11]. Danach sind die Nuttmecke und die Oester dem Typ 5 „grobmaterialreicher silikatischer Mittelgebirgsbach“ zuzuordnen. Die Lenne gehört oberhalb der Mündung der Oester dem Typ 9 „silikatischer, fein- bis grobmaterialreicher Mittelgebirgsfluss“ und unterhalb der Mündung der Oester dem Typ 9.2 „großer Fluss des Mittelgebirges“ an. Für die PERLODES-Berechnung wurde daher für die Lenne-Proben der Typ 9.2 zugrunde gelegt.

Kurzbeschreibung des Typs 5: Grobmaterialreicher silikatischer Mittelgebirgsbach [11]

Gewässer dieses Typs kommen in Abhängigkeit von der Quellentfernung und lokalen Gegebenheiten in verschiedenen Talformen vor: Je nachdem, ob es sich um ein Kerb-, Mulden- oder Sohlental handelt, sind die Gewässerläufe eher gestreckt, gewunden oder (schwach) mäandrierend. Neben Einbettgerinnen kommen auch Gewässer mit zahlreichen Nebengerinnen vor. Die Gewässersohle besteht überwiegend aus Grobmaterial wie Schotter und Steinen, die auch die zahlreichen und großflächigen Schotterbänke bilden. Lokal können auch Blöcke und Felsrippen im Gewässer anstehen. Das Interstitial ist gut ausgeprägt.

In den schwach durchströmten Stillen sowie in den Gleithangbereichen finden sich aber auch feinkörnigere Substrate. Die Profile sind zumeist sehr flach. Charakteristisch ist eine regelmäßige Schnellen- und Stillen-Abfolge, unterhalb von Querstrukturen (Totholz, Wurzelballen) bilden sich häufig auch tiefe Kolke.

Die Makrozoobenthosgemeinschaft ist insgesamt sehr artenreich, es herrschen in Bezug auf Strömung, Sauerstoff und niedrige Wassertemperaturen sehr anspruchsvolle Arten vor. Besiedler der von Grobschotter geprägten Sohle dominieren, untergeordnet finden sich Arten, die die Feinsedimente besiedeln. Die Ernährungsformtypen weisen viele Weidegänger und einen geringen Anteil von Zerkleinerern auf. Längszönotisch dominieren Arten des Epi- und Metarhithrals.

Auswahl typspezifischer Arten: Neben Arten, die überwiegend kleinere Bäche besiedeln, wie die Steinfliege *Perla marginata* und die Köcherfliege *Philopotamus spec.*, kommen v.a. Arten des Metarhithrals vor, wie die Eintagsfliegen *Baetis scambus*, *Ecdyonurus torrentis* und *Epeorus assimilis*, die Steinfliegen *Perlodes microcephalus* und *Protonemura spec.* sowie verschiedene Arten aus der Familie *Chloroperlidae*. Typische Köcherfliegen sind *Micrasema longulum* und *Sericostoma spec.* Da das Interstitial gut ausgeprägt ist, kommen typische Interstitialarten wie Steinfliegen der Gattung *Leuctra* oder Wasserkäfer der Gattung *Esolus* vor.

Charakterisierung der Makrophyten- und Phytobenthos-Gemeinschaft: Höhere Wasserpflanzen fehlen in der Regel. Auf den lagestabilen Steinen wachsen Wassermoose, wie z.B. *Scapania undulata*, *Rhynchostegium riparioides* oder *Fontinalis antipyretica* sowie Rotalgen der Gattung *Lemanea*.

Charakterisierung der Fischfauna: Dieser Gewässertyp gehört der oberen Forellenregion an und wird neben der kieslaichenden Fischart Bachforelle von Bachneunaugen bewohnt, die sandige Substrate als Lebensraum für die Larven benötigen. Die Groppe kommt hier ebenfalls vor. Teilweise kommen Wanderfischarten wie z.B. der Lachs vor.

Kurzbeschreibung des Typs 9.2: Große Flüsse des Mittelgebirges [11]

In Abhängigkeit der Geschiebe- und Gefälleverhältnisse sind gewundene bis mäandrierende Einbettgerinne oder nebengerinnereiche bis hin zu verflochtenen Gewässerabschnitten ausgebildet. Während in Engtalabschnitten kaum eine Aue vorhanden ist, können in breiteren Tälern die Auen abschnittsweise bis zu mehreren hundert Meter Breite erreichen. Die Habitatvielfalt ist groß, unter den Sohlsubstraten dominieren Steine, Schotter und Kies, daneben kommen in strömungsberuhigten Bereichen auch großräumige feinsedimentreiche, sandig-lemmige Ablagerungen vor. Ausgedehnte, vegetationsfreie Kies- und Schotterbänke sind charakteristisch für diesen Gewässertyp. In dem flachen Querprofil treten Schnellen und Stillen in regelmäßigem Wechsel auf. Es handelt sich um einen sehr dynamischen Gewässertyp mit z.T. großflächigen Laufverlagerungen.

Charakterisierung der Makrozoobenthos-Besiedlung: Funktionale Gruppen: Artenreiche Biozönose aufgrund der großen Habitatvielfalt, viele potamale Arten, hinzukommen aus Nebengewässern eingetragene rhithrale Arten. Vorkommen eurythermer Arten, Auswahl typspezifischer Arten: Hierzu gehören die Schnecken *Theodoxus fluviatilis* und *Bithynia tentaculata*, die Eintagsfliegen *Baetis vardarensis*, *Oligoneuriella rhenana* und *Potamanthus luteus*, die Steinfliegen *Brachyptera braueri* und *Perla burmeisteriana*, die Libelle *Onycho-*

gomphus forcipatus, die Grundwanze *Aphelocheirus aestivalis* und der Wasserkäfer *Stenelmis canaliculata* sowie die Köcherfliege *Hydropsyche bulgaromanorum*.

Charakterisierung der Makrophyten- und Phytobenthos-Gemeinschaft: Besonders verbreitet ist die Wasserhahnenfuß-Gesellschaft wie *Ranunculus fluitans*, *R. peltatus*, *R. penicillatus* in Begleitung von Großlaichkräutern. Hinzukommen *Callitriche platycarpa* und *C. stagnalis* sowie die Wassermoose *Scapania undulata*, *Fontinalis antipyretica*, *Chiloscyphus polyanthos*, *Hygroamblystegium fluviatile*, *Jungermannia exsertifolia*, *Racomitrium aciculare*, *Schistidium rivulare*, *Marsupella emarginata* und *Rhynchostegium riparioides*.

Charakterisierung der Fischfauna: Aufgrund der großen Habitatvielfalt beherbergt der Flusstyp im Allgemeinen eine artenreiche Fischzönose der Barbenregion. Typisch sind die Kieslaicher Barbe und Nase sowie andere strömungsliebende Fluss-Cypriniden, aber auch strömungsindifferente Fischarten. Die in der Regel stark ausgeprägte Flussaue ermöglicht zudem das Auftreten von Arten der Auegewässer. Wanderfische, wie z.B. Lachs, Meerneunauge, Maifisch oder Finte, nutzen den Flusstyp teils als Laichgebiet und teils als Wanderschneise für das Erreichen von Laichplätzen in zumündenden Fließgewässern.

4.2 Messdatenauswertung

4.2.1 Niederschlagsmessung

Für eine Fremdwasseranalyse sind Niederschlagsmessungen zur Differenzierung von Trockenwetter- und Regentagen notwendig. Da die Niederschlagsmenge und -intensität insbesondere bei kräftigen Sommerereignissen örtlich sehr unterschiedlich sein kann, wurden im Einzugsgebiet der KA Plettenberg fünf Regenschreiber aufgestellt. Für die Bestimmung der Trockenwettertage finden nur Tage mit einer Niederschlagssumme < 0,3 mm/d Berücksichtigung.

Die Daten der Niederschlagsmessung dienen weiterhin zur Kalibrierung des Schmutzfrachtmodells. Während der Messkampagne kam es in der Summe der 5 Stationen zu insgesamt 182 Ausfalltagen. Diese Zeiträume wurden zur Vergleichbarkeit mit Mittelwerten der anderen Stationen aufgefüllt.

4.2.2 Höhenstandsmessung

Die kontinuierlich aufgezeichneten Wasserstandsmessungen an den Niederschlagswasserbehandlungsanlagen (NWBA) liefern das Einstau- und Entlastungsverhalten der Einzelbauwerke. Diese Auswertungen wurden bereits im Vorfeld des Untersuchungsvorhabens für

einen mehrjährigen Zeitraum vorgenommen und lieferten erste Erkenntnisse über das vermutliche Fremdwasserproblem im Einzugsgebiet der KA Plettenberg.

Da die tatsächliche Lage der Entlastungsschwellen häufig nur unzureichend dokumentiert ist, wird im Vorfeld der eigentlichen Auswertung zunächst eine Häufigkeitsverteilung der gemessenen Wasserstände vorgenommen. Diese Untersuchung liefert ein Häufigkeitsmaximum im Bereich des Trockenwetterabflusses sowie eine zweite signifikante Spitze im Bereich der Entlastungsschwelle. In Bild 19 ist die Häufigkeitsverteilung für den SK Oestertalstraße exemplarisch dargestellt.

Als Grenzwert für den Beginn des Einstaus wird hier eine Höhe über der unteren Spitze (0,70 m) gewählt. Für die Auswertung der Entlastungen liegt der Grenzwert knapp unter der oberen Spitze (1,99 m). Diese Vorauswertungen zeigten für alle NWB-Anlagen eine gute Übereinstimmung zu den örtlich eingemessenen Entlastungsschwellen, die beim SK Oestertalstraße bei 2,00 m liegt.

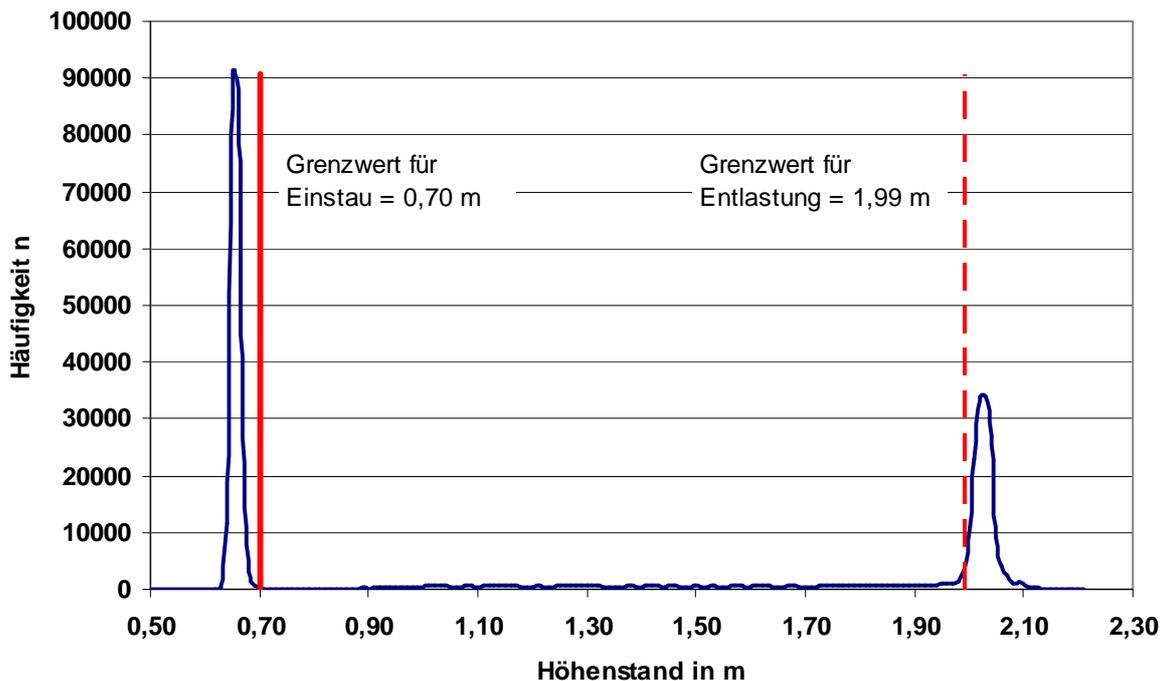


Bild 19: Häufigkeit der Wasserstände im SK Oestertalstraße

4.2.3 Abflussmessung

Anhand der kontinuierlichen Abflussmessungen erfolgt die Ermittlung der Fremdwasserabflüsse in den Teilbereichen des Entwässerungsnetzes. Hieraus lässt sich sowohl die räumliche, wie auch die jahreszeitliche Variabilität des Fremdwassers ableiten. In Abhängigkeit der

Niederschlagsmenge und Vegetation verursacht der in den Boden infiltrierte Niederschlagsanteil ein mehr oder weniger starkes Ansteigen des Grundwasserstandes. Dieser beeinflusst wiederum durch vorhandene Undichtigkeiten sowie durch angeschlossene Dränagen wesentlich das Abflussgeschehen im Kanalnetz.

Als Weiteres lässt sich anhand der gemessenen Abflussspitzen und unter Zugrundelegung der örtlichen Niederschlagsmenge der abflusswirksame Anteil der befestigten Flächen bestimmen. Dieser Einfluss wurde in der Vergangenheit aufgrund fehlender Kenntnisse bei den Schmutzfrachtberechnungen durch Annahme von 100% der befestigten Fläche („sichere Seite“) vernachlässigt, ist im Rahmen der Modellkalibrierung jedoch von großer Bedeutung.

4.2.3.1 Bestimmung des Fremdwasserabflusses

Für die Bestimmung der Fremdwasserabflüsse wurden die Messdaten zunächst auf Stundenwerte verdichtet. Unter der Annahme, dass der Schmutzwasseranteil beim Nachtminimum vernachlässigbar klein ist, repräsentiert der kleinste Stundenabfluss den Fremdwasseranteil. Auf dieser Basis können Monatsmittelwerte ($Q_{f,mM}$) bestimmt werden, die wiederum einen Jahregang repräsentieren (Bild 3). Unter Zuhilfenahme einer festen Bezugsgröße (befestigte Fläche, $A_{E,b}$) werden Fremdwasserspenden für die jeweiligen Teilbereiche bestimmt, was eine Vergleichbarkeit des regional unterschiedlichen Fremdwasseraufkommens ermöglicht.

Bei der ersten Analyse der Messreihen wurde jedoch schnell deutlich, dass der Fremdwasseranteil im Trockenwetterabfluss nicht als feste Größe an allen Abflusstagen vorliegt. Vielmehr ist festzustellen, dass neben einem Basisanteil ein zweiter, niederschlagsabhängiger Anteil als „Fremdwassernachlauf“ das Abflusssystem zusätzlich beaufschlagt. Dieser Nachlauf ist zeitverzögert über einen meist mehrtägigen Zeitraum zu beobachten und gerade in den Wintermonaten besonders ausgeprägt (s. Bild 20).

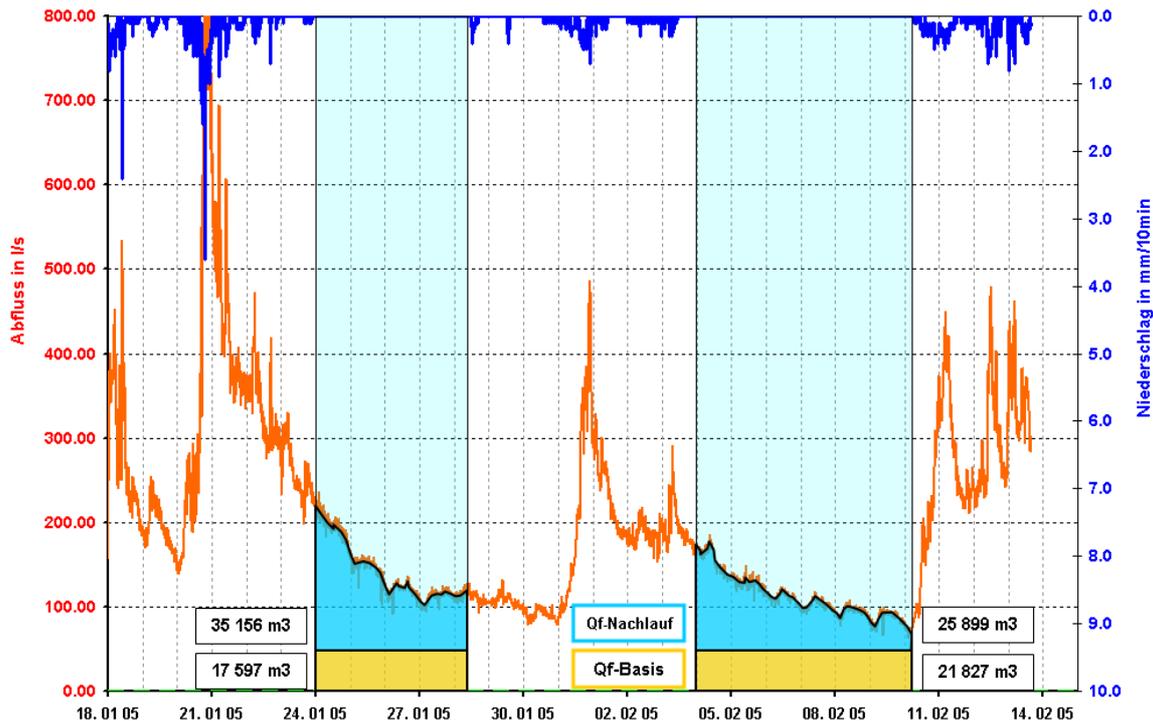


Bild 20: Fremdwasseranteile im Gesamtabfluss an Trockenwettertagen

Deutlich zu erkennen ist der Tagesgang des Schmutzwasseranteiles, wobei die Tagesminima kontinuierlich zurückgehen. Die Ausprägung des Fremdwassernachlaufes ist aufgrund der topografischen und geologischen Gegebenheiten im Gesamteinzugsgebiet unterschiedlich stark.

Für die Bestimmung dieser beiden Fremdwasseranteile werden zwei unterschiedliche Berechnungsmethoden verwendet, wobei als Datengrundlage die Stundenmittel der stationären Abflussmessungen herangezogen werden. Die gesamte Auswertung erfolgt datenbankgestützt.

Methode des gleitenden Minimums über 21 Tage

Die Methode der „gleitenden 21-d Minimums“ berücksichtigt definitionsgemäß die kleinsten gemessenen Abflüsse in einem Zeitraum von 21 Tagen, wobei keine Einschränkung aufgrund des gefallenen Niederschlages erfolgt. Es wird davon ausgegangen, dass im 21-d Zeitraum auch zusammenhängende niederschlagsfreie Tage vorhanden sind. Aufgrund der betrachteten Nachtminimumabflüsse ist auch der Schmutzwasseranteil vernachlässigbar, sofern keine erheblichen Abflüsse von Gewerbebetrieben im Mehrschichtbetrieb vorhanden sind. Als Ergebnis liefert diese Methode die Fremdwassergrundlast, die im Jahresverlauf aufgrund der Vegetationsphasen einem deutlichen Jahresgang unterliegt. Ein Einfluss von

Niederschlagsnachläufen und verzögerten Speicherentleerungen kann in der Regel ausgeschlossen werden.

Nachtminimummethode

Im Gegensatz zur Methode des gleitenden Minimums über 21 Tage ist diese Methode eng gekoppelt an das Niederschlagsgeschehen. Als Grundlage dienen wiederum die verdichteten Stundenwerte, wobei allerdings nur die Abflüsse an definierten Trockenwettertagen Berücksichtigung finden. Als Definition für den Trockenwettertag ist eine maximale Niederschlagshöhe von $< 0,3$ mm am Tag sowie am Vortag festgelegt. Dieses Kriterium muss an allen Regenschreibern im Einzugsgebiet eingehalten werden. Bei Anwendung dieser Methode werden auch Fremdwasserabflüsse erfasst, die sich als mehrtägiger Nachlauf auch in niederschlagsfreien Zeiten abzeichnen.

5. Untersuchungsergebnisse

5.1 Niederschlags- und Abflussgeschehen im Einzugsgebiet

Eine Gegenüberstellung der monatlichen Niederschlagssummen liefert die Tabelle 3, während in Bild 21 die Niederschläge summarisch über den Untersuchungszeitraum aufgetragen sind. Deutlich erkennbar ist die wesentlich höhere Niederschlagssumme an den höher gelegenen Stationen im Oestertal (Mst_54) und Elsetal (Mst_53). Die mittlere Jahressumme aller Stationen betrug 1.027 mm und liegt damit geringfügig unter dem langjährigen Mittelwert, der vom deutschen Wetterdienst (DWD) für den Zeitraum von 1961 bis 1990 ausgewiesen ist. Allerdings zeigen sich in den einzelnen Monaten teilweise erhebliche Unterschiede. Das Frühjahr 2004 war eher trocken, während die Sommermonate überproportional viel Regen zum Abflussgeschehen beitrugen.

Tabelle 3: Gemessene Niederschläge in mm der Einzelstationen im Untersuchungszeitraum und im Vergleich zu langjährigen Mittelwerten (DWD)

Monat	Mst_50 KA Plettenberg	Mst_51 RV- Verwaltung	Mst_52 Innenstadt	Mst_53 Holthausen	Mst_54 Oesterau	Mittel	DWD- Mittelwerte
Mrz 04	56,0	61,2	44,4	56,1	61,4	55,8	93,6
Apr 04	63,3	47,0	60,3	63,3	68,1	60,4	76,5
Mai 04	81,2	79,8	79,2	69,6	89,6	79,9	77,0
Jun 04	58,2	58,3	58,8	61,5	72,2	61,8	92,9
Jul 04	103,0	102,9	126,4	111,8	124,9	113,8	94,4
Aug 04	118,6	120,5	115,5	113,5	117,7	117,1	77,9
Sep 04	100,8	98,7	108,7	116,7	116,7	108,3	77,2
Okt 04	34,1	35,5	44,3	47,3	44,3	41,1	78,9
Nov 04	86,8	115,5	98,2	143,5	120,7	112,9	101,8
Dez 04	28,3	53,2	42,9	70,2	65,4	52,0	113,3
Jan 05	87,7	136,3	128,7	179,5	140,1	134,5	104,0
Feb 05	61,5	101,1	82,6	120,6	81,2	89,4	75,5
Summe	879,4	1.010,0	990,0	1.153,6	1.102,3	1.027,1	1.063,0

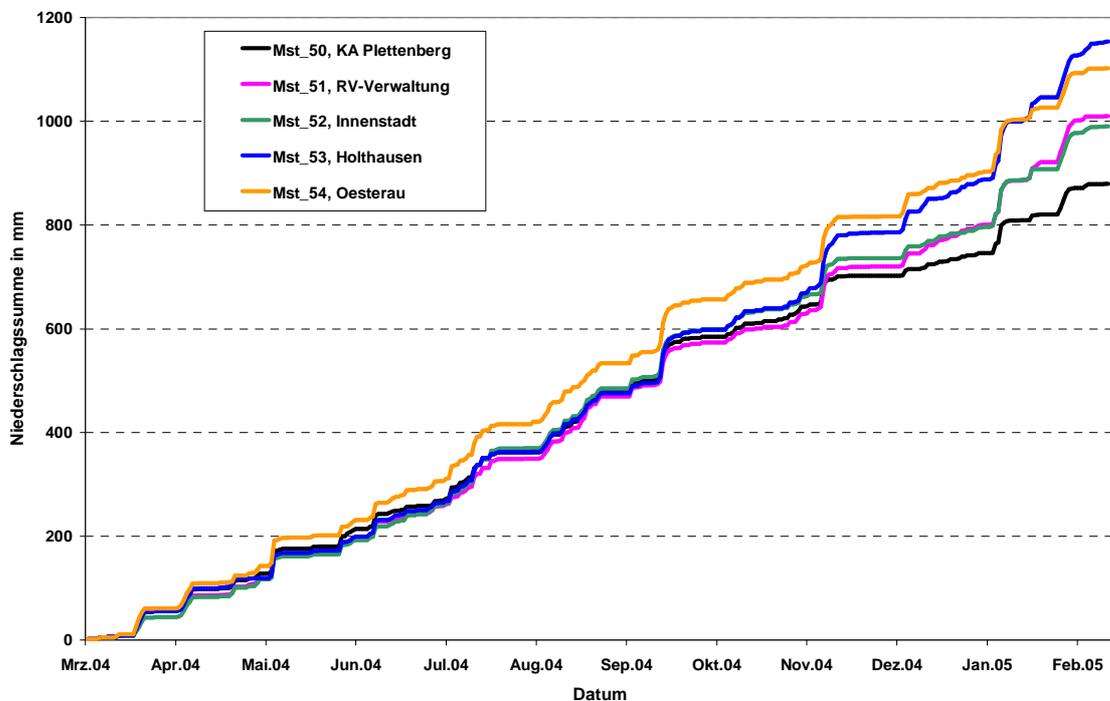


Bild 21: Niederschlagssummen der Einzelstationen im Untersuchungszeitraum

Die Ergebnisse der Trockenwetterauswertung zeigt die Tabelle 4. Hierbei gilt, dass die zulässige Niederschlagshöhe von 0,3 mm/d sowohl am Tag selbst als auch am Vortag eingehalten wird.

Tabelle 4: Trockenwettertage bezogen auf einzelne Messstellen und Berücksichtigung aller Regenschreiber

Monat	Mst_50 KA Plettenberg	Mst_51 RV- Verwaltung	Mst_52 Innenstadt	Mst_53 Holthausen	Mst_54 Oesterau	Gesamt
Mrz 04	11	12	12	12	12	9
Apr 04	11	12	11	14	11	11
Mai 04	16	18	18	19	16	16
Jun 04	8	8	8	7	8	6
Jul 04	6	6	4	5	4	4
Aug 04	10	7	7	6	6	5
Sep 04	11	11	11	11	11	11
Okt 04	14	14	12	12	12	12
Nov 04	6	6	8	5	7	3
Dez 04	19	18	19	13	16	10
Jan 05	10	4	5	5	5	3
Feb 05	12	11	10	5	9	5
Summe	134	127	125	114	117	95

Während jede Station für sich betrachtet mehr als 110 Trockenwettertage liefert, bleibt unter Heranziehung aller Regenschreiber nur eine Anzahl von 95 Trockenwettertagen übrig. Diese Auswertung ist auch ein Hinweis auf das räumlich unterschiedliche Niederschlagsgeschehen im Untersuchungsgebiet.

Die Gegenüberstellung der Niederschlags- und Temperaturdaten in Bild 22 gibt Aufschluss über Niederschläge, die vermutlich als Schnee gefallen sind. Die Grafik zeigt zum einen die mittleren Tagestemperaturen der beiden Klimastationen sowie den mittleren Tagesniederschlag anhand der fünf Regenschreiber. Lang anhaltende Frostperioden mit hohen Niederschlägen traten während der Messkampagne nicht auf. Allerdings gab es einzelne Niederschlagsereignisse in den Monaten Dezember 2004 und Februar 2005, die mit ganztägigen Minusgraden einhergingen. Diese Ereignisse können bei der Kalibrierung zu Problemen führen bzw. sind nicht nachbildbar.

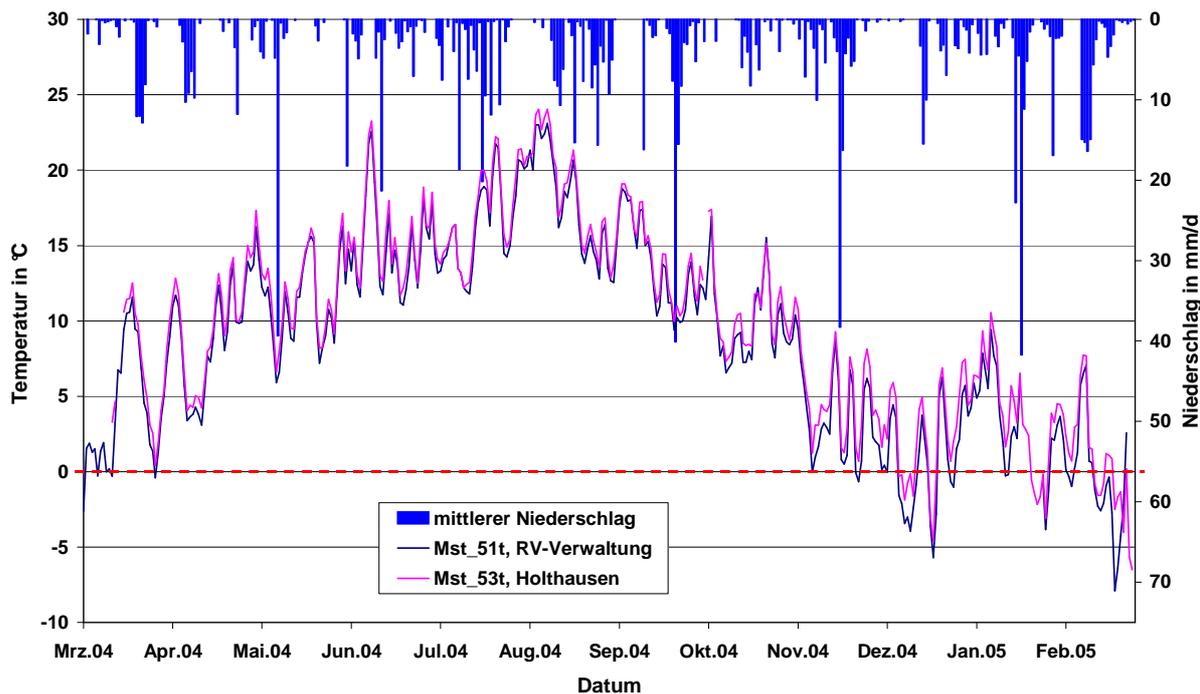


Bild 22: Temperaturverlauf und gefallener Niederschlag im Untersuchungszeitraum

Auffällig ist noch, dass die höher gelegene Station Mst_53 durchweg geringere Tagestemperaturen ausweist als die tiefer gelegene Klimastation im Lennetal (Mst_51). Mögliche Ursache ist ungeschützte Aufstellung auf dem Dach des Ruhrverband-Verwaltungsgebäudes.

5.2 Einstau- und Entlastungsverhalten der Niederschlagswasserbehandlungsanlagen

Die Auswertung der Speichernutzung und Mischwasserentlastung erfolgt nach der in Kapitel 4.2.2 beschriebenen Methodik. Die Rankingdarstellung aller Bauwerke zeigt für den Untersuchungszeitraum sowohl hinsichtlich der Einstaudauer (s. Bild 23) als auch für die Entlastungsdauer (s. Bild 24) eine ähnliche Verteilung wie schon in den Vorjahren.

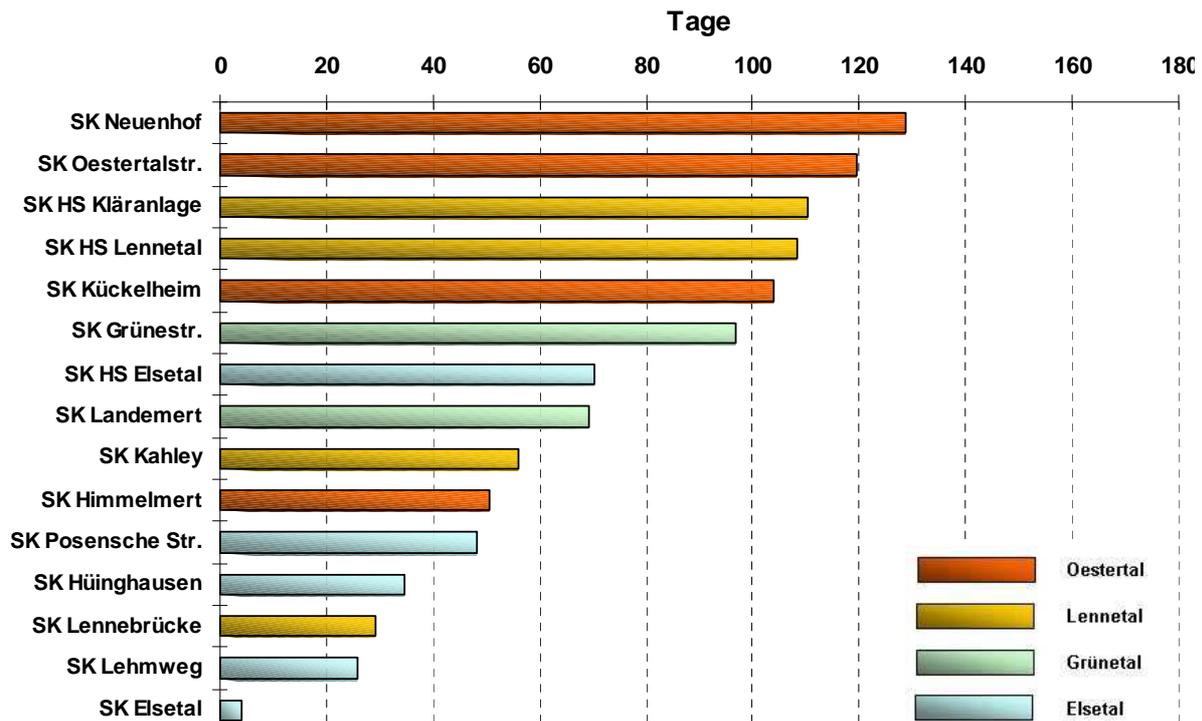


Bild 23: Einstauverhalten der NWB-Anlagen im Untersuchungszeitraum

Auffällig ist jedoch, dass sich die Absolutwerte deutlich von den langjährigen Mittelwerten unterscheiden. Dies ist umso erstaunlicher, da die im Untersuchungszeitraum gefallene Niederschlagsmenge dem langjährigen Mittel entspricht. Allerdings war das Niederschlagsgeschehen im Jahresverlauf ungewöhnlich. Durch die geringen Niederschläge in den Wintermonaten liefern die durch Fremdwasser besonders beaufschlagten Bauwerke ein günstigeres Entlastungsverhalten, während die Bauwerke, die insbesondere auf die Starkniederschläge im Sommer reagieren, häufiger als in den Vorjahren einstauten und entlasteten.

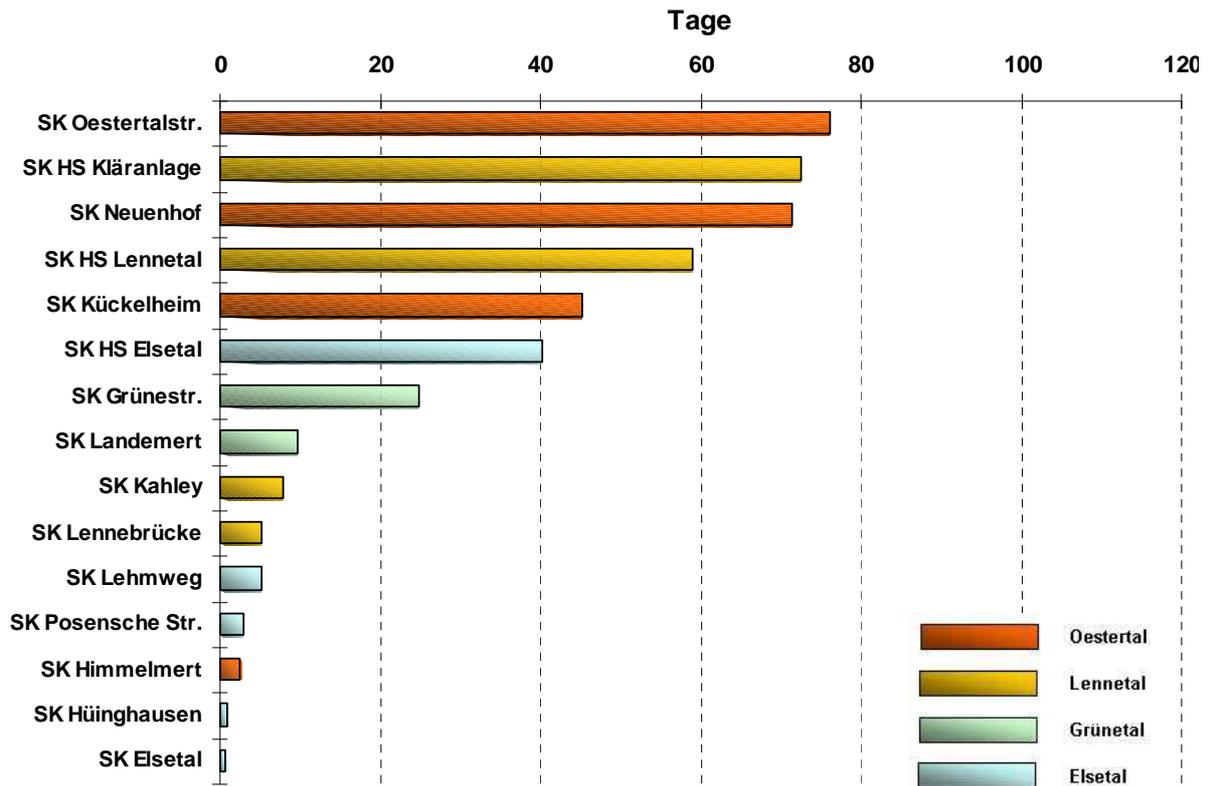


Bild 24: Entlastungsverhalten der NWB-Anlagen im Untersuchungszeitraum

5.3 Fremdwasseranfall und –herkunft

Ergebnisse der Fremdwasserauswertung

Die Auswertung der Fremdwasserabflüsse erfolgt für alle stationären und temporären Messstellen nach beiden in 4.2.3.1 beschriebenen Methoden. Die Tabelle 5 zeigt die Ergebnisse am Ende der jeweiligen Gewässertäler. Die Ergebnisse jeder Messstelle sind im Anhang aufgeführt. Der Fremdwasseranteil für das Lennetal bestimmt sich aus der Differenzbildung von KA-Zuflussmessung und den vorliegenden Messstellen (Mst_08, Mst_12 und Mst_05).

Tabelle 5: Fremdwasserabflüsse in l/s bezogen auf die Gewässerbereiche im Untersuchungszeitraum

	Grünetal Mst_08		Elsetal Mst_12		Oestertal Mst_05		Lennetal Mst_KA	
	21-d gl. Minimum	TW-Tage						
Mrz 04	18,3	22,9	27,7	39,8	63,1	75,3	47,3	53,7
Apr 04	18,6	24,6	23,9	34,5	65,5	87,5	34,9	42,3
Mai 04	16,1	24,0	18,6	25,5	70,8	102,6	18,2	10,0
Jun 04	14,3	18,8	20,0	25,6	66,0	80,2	6,9	0,0
Jul 04	16,6	23,2	17,6	39,1	53,3	110,0	16,9	0,0
Aug 04	16,7	21,0	19,8	33,2	64,5	91,0	3,3	0,0
Sep 04	16,2	21,8	25,8	33,0	64,1	76,2	5,9	2,7
Okt 04	16,5	21,4	16,6	23,3	58,5	71,4	41,5	32,2
Nov 04	16,0	28,7	24,8	56,1	71,2	100,0	36,6	55,2
Dez 04	19,1	22,2	21,1	29,0	92,5	105,2	22,9	37,5
Jan 05	24,6	31,7	47,9	70,1	103,5	125,3	34,8	48,4
Feb 05	29,0	35,1	53,9	94,2	83,8	105,4	39,5	95,3
i. M.	18,5	24,6	26,5	41,9	71,4	94,2	25,7	31,4

In Bezug auf die angeschlossenen befestigten Flächen liefern diese Abflüsse die in Tabelle 6 dargestellten Fremdwasserspendsen.

Tabelle 6 : Fremdwasserspendsen in l/(s · ha) bezogen auf die Gewässerbereiche im Untersuchungszeitraum

	Grünetal Mst_08		Elsetal Mst_12		Oestertal Mst_05		Lennetal Mst_KA	
	21-d gl. Minimum	TW-Tage						
Mrz 04	0,19	0,50	0,19	0,31	0,71	1,21	0,36	0,24
Apr 04	0,22	0,55	0,17	0,26	0,46	1,10	0,43	0,25
Mai 04	0,31	0,50	0,13	0,17	0,84	1,08	0,13	0,10
Jun 04	0,29	0,40	0,14	0,17	0,76	0,80	0,00	0,08
Jul 04	0,34	0,42	0,11	0,25	0,53	0,99	0,15	0,00
Aug 04	0,34	0,41	0,14	0,23	0,43	0,91	0,17	0,00
Sep 04	0,33	0,44	0,18	0,23	0,70	0,77	0,08	0,07
Okt 04	0,34	0,42	0,10	0,17	0,65	0,77	0,29	0,21
Nov 04	0,32	0,58	0,17	0,21	0,83	0,84	0,23	0,29
Dez 04	0,39	0,47	0,14	0,24	1,10	1,27	0,08	0,22
Jan 05	0,50	0,67	0,31	0,54	1,26	1,60	0,00	0,41
Feb 05	0,60	0,77	0,38	0,57	1,03	1,17	0,04	0,40
i. M.	0,35	0,51	0,18	0,28	0,77	1,04	0,16	0,19

Hierdurch wird die unterschiedliche regionale Verteilung des Fremdwasserabflusses besonders deutlich und belegt, dass insbesondere das Oestertal als Fremdwasserschwerpunkt in Erscheinung tritt. In den vegetationsarmen Wintermonaten treten teilweise Fremdwasserspendsen von > 1,0 l/(s · ha) auf, die letztlich das zeitnahe Entleeren der Speicherbauwerke verhindern.

Die Gegenüberstellung der Ergebnisse aus beiden Auswertemethoden zeigt weiterhin einen ähnlichen Trend hinsichtlich der regionalen und zeitlichen Varianz der Fremdwasserabflüsse. Unterschiede zwischen den Methoden bestehen lediglich bei der absoluten Höhe des berechneten Fremdwasserabflusses.

Eine direkte Abhängigkeit zum gefallenem Niederschlag (s. Bild 25) ist zunächst nicht festzustellen, da die niederschlagsreichen Sommermonate keinen signifikanten Anstieg des Fremdwasserabflusses erkennen lassen. Diese Niederschläge führen aufgrund der Vegeta-

tion und der damit verbundenen geringeren Infiltration in den Boden zu keinem nachhaltigen Anstieg der Grundwasserstände.

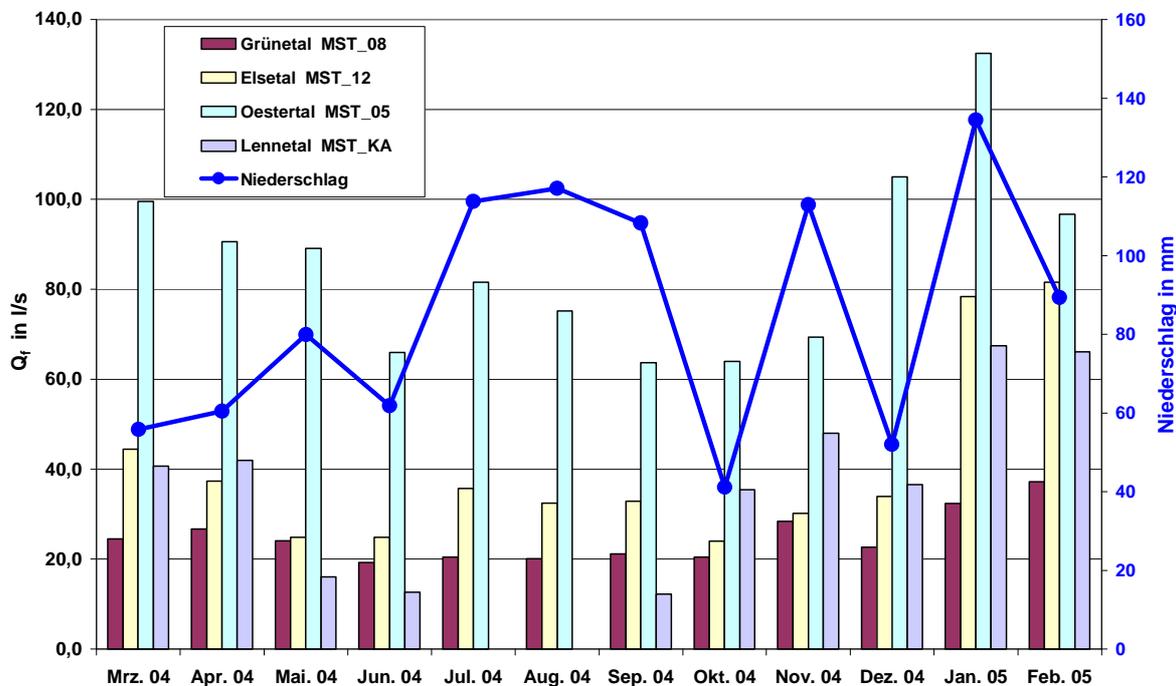


Bild 25: Fremdwasserabflüsse in Abhängigkeit zum Niederschlagsaufkommen (Nachtminimummethode)

Die Auswertungen für die weiteren Messstellen im Einzugsgebiet verfeinern die regionale Verteilung des Fremdwasseraufkommens, sodass sich ein genaueres Bild der Schwerpunkte ergibt. In Bild 26 ist zu erkennen, dass insbesondere der Bereich des Oestertals vor und hinter dem SK Oestertalstraße die höchsten Fremdwasserspendsen liefert. Auch der Bereich vor dem SK Neuenhof ist als besonders fremdwasserbelastet zu bezeichnen, was auch schon anhand der vorliegenden Füllstandsmessung an diesem Bauwerk zu vermuten war.

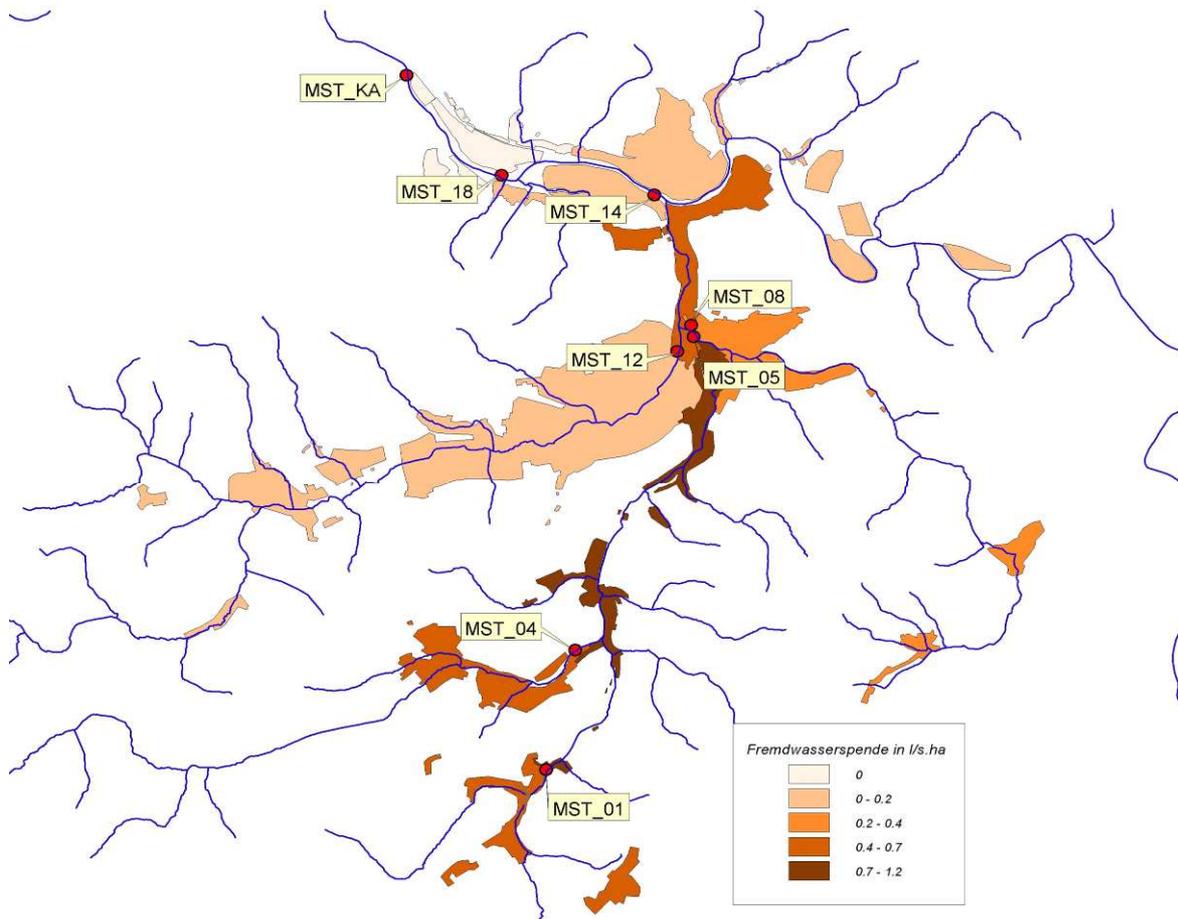


Bild 26: Regionale Verteilung der Fremdwasserspender im Untersuchungsgebiet

Herkunft des Fremdwassers

In den Fremdwasserschwerpunkten des Oestertals wurden daraufhin gezielte Handmessungen im Kanalnetz durchgeführt, um die Herkunft des Fremdwassers genauer einzugrenzen und zu dokumentieren. Hierbei wurden insgesamt 4 Messkampagnen zwischen November 2004 und März 2005 durchgeführt. Die Messungen bezogen sich sowohl auf den Hauptsammler im Oestertal wie auch auf die seitlichen Zuflüsse. Die Messungen erfolgten fortlaufend in Fließrichtung jeweils zwischen den stationären Messstellen. Die Messwerte lassen jedoch zunächst keinen direkten Rückschluss auf die Fremdwassermenge zu, da die Abflüsse durch den tagsüber höheren Schmutzwasseranteil bestimmt sind. Lediglich durch die Abflusszunahme lässt sich erkennen, ob ein signifikanter Fremdwasseranstieg in den jeweiligen Sammlerabschnitten vorliegt. Anhand dieser Vorgehensweise ließen sich zahlreiche Fremdwasserquellen finden, die in Bild 27 bis Bild 30 dokumentiert sind.

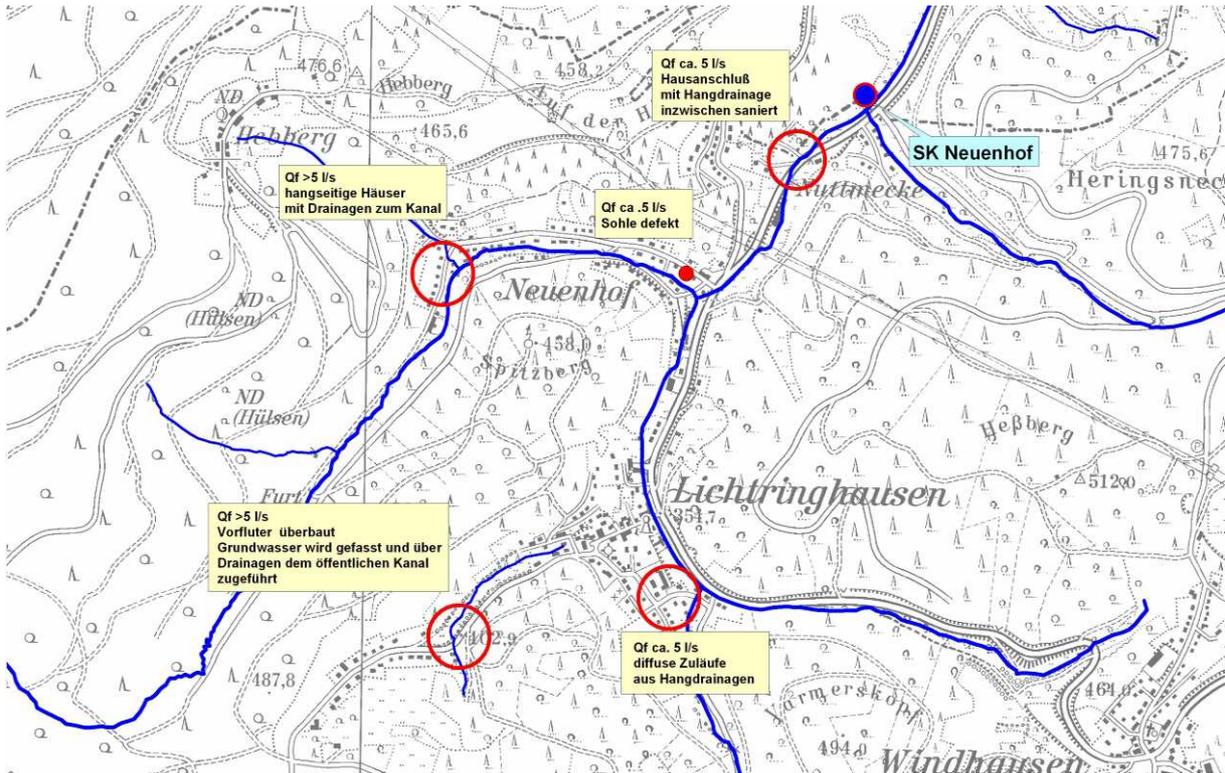


Bild 27: Fremdwasserquellen in Lichtringhausen (vor SK Neuenhof)

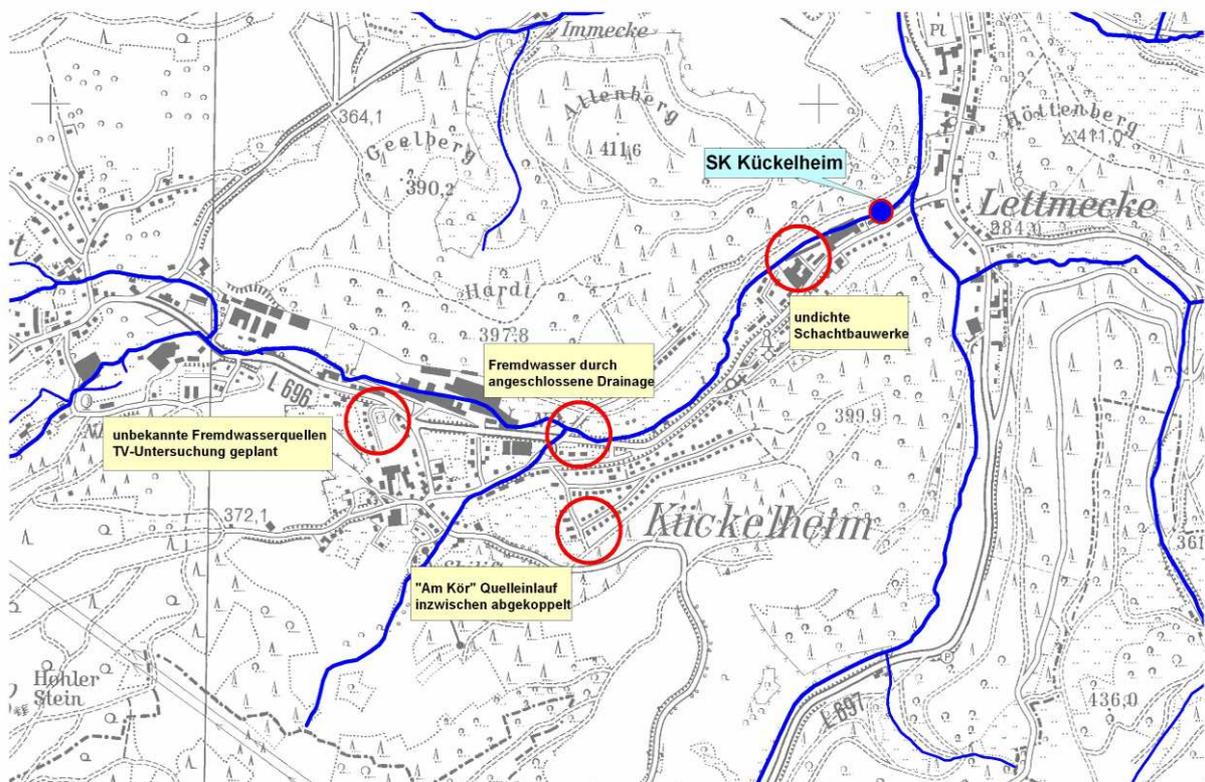


Bild 28: Fremdwasserquellen in Kückelheim (vor SK Kückelheim)

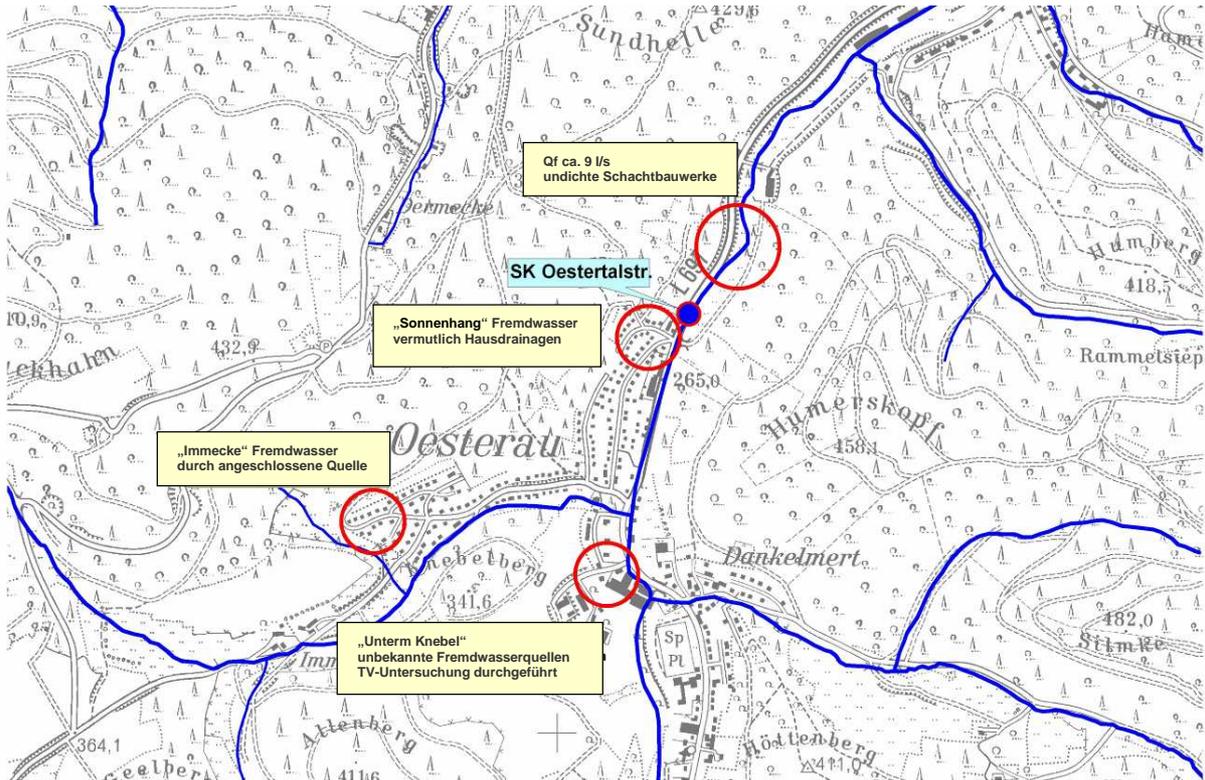


Bild 29: Fremdwasserquellen in Oesterau (vor SK Oestertalstraße)

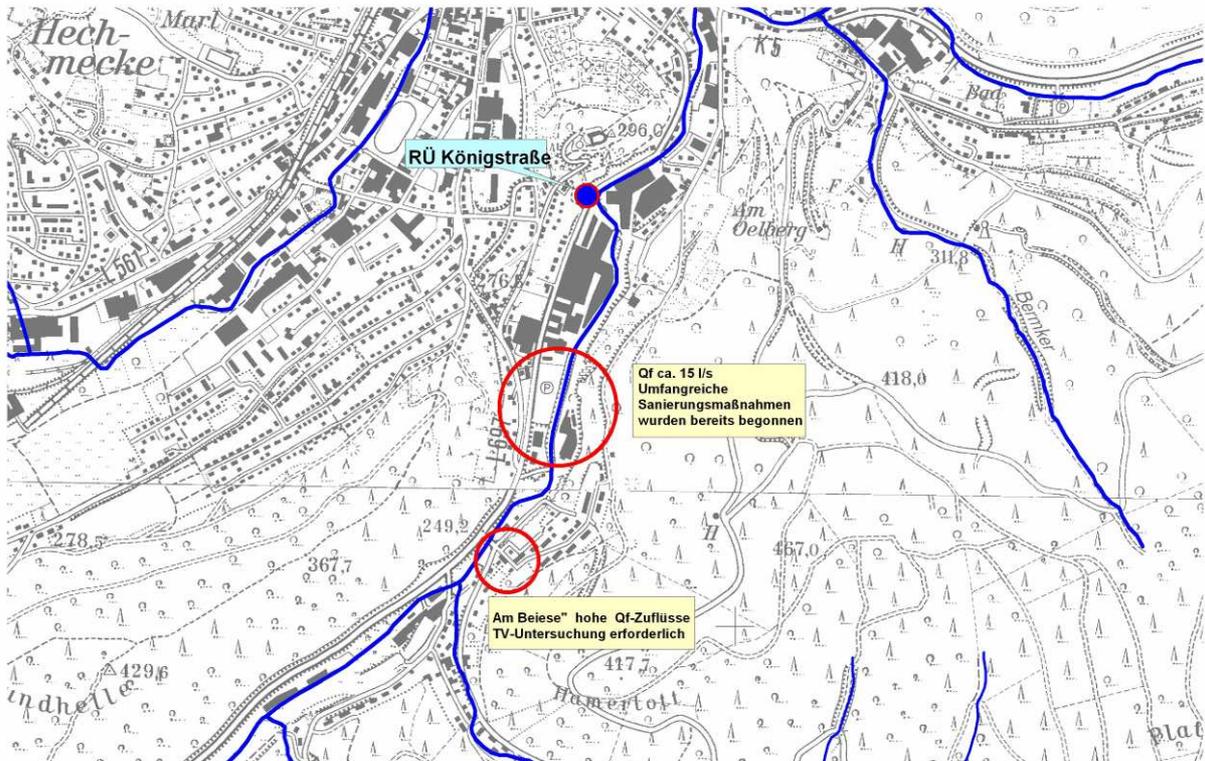


Bild 30: Fremdwasserquellen in Oesterhammer (vor RÜ Königstraße)

Zusammenfassung der Abflussmessungen und Fremdwasseruntersuchungen

Erst durch das umfangreiche und intensive Messprogramm in der Kanalisation im Einzugsgebiet der Kläranlage war es möglich, das tatsächliche Abflussgeschehen genau zu erfassen. Diese Informationen standen bei der Bemessung der Niederschlagswasserbehandlung in der Vergangenheit nicht zur Verfügung, sodass die seinerzeit durchgeführte Optimierung in der Realität nicht erreicht wurde. Vielmehr ist festzustellen, dass insbesondere die leistungsschwächeren Gewässer in den Außenbereichen in erhöhtem Maße durch die Mischwasserentlastungen beaufschlagt werden.

Die weitergehenden Untersuchungen der Fremdwasserbelastungen zeigten, dass diese eine hohe räumliche und örtliche Varianz aufweisen, was letztlich auch im Betriebsverhalten der NWB-Anlagen deutlich zu erkennen ist. Im Mittel des Untersuchungszeitraumes betrug der Fremdwasseranfall zwischen 131 l/s und 180 l/s. Bei der Analyse der Abflusswellen wurde jedoch deutlich, dass der Fremdwasseranteil nicht nur als konstanter Anteil am Trockenwetterabfluss auftritt, sondern darüber hinaus als mehrtägiger Nachlauf von Niederschlagsereignissen einer hohen zeitlichen Variabilität unterliegt. Gerade dieser Anteil verzögert die ordnungsgemäße Entleerung der Speicherbauwerke, da aufgrund der hohen Fremdwasserspendsen von teilweise über $q_f = 1,0 \text{ l/(s} \cdot \text{ha)}$ die für die Entleerung maßgebende Regenabflussspende der Drosseln überschritten wird. Selbst tage- und wochenlange Entlastungszeiten sind aufgrund dieser Vorgänge in den Wintermonaten nicht auszuschließen. Durch weitergehende Untersuchungen im Fremdwasserschwerpunktsbereich des Oestertals war es gleichfalls möglich, punktuelle Infiltrationen in das Kanalnetz zu finden und zu beurteilen. Neben Schäden in der Kanalisation waren dies insbesondere angeschlossene Dränagen und Gewässer, die ursächlich für die langen Nachlaufzeiten verantwortlich sind.

5.4 Hydraulische und stoffliche Belastung der Kläranlage

5.5 Ökologische Situation der aufnehmenden Gewässer

Die Immissionswirkungen wurden nach dem vereinfachten Verfahren BWK-M3 [3] sowie nach dem detaillierten Verfahren BWK-M7 [4] beurteilt.

5.5.1 Vereinfachter Nachweis nach dem BWK-Merkblatt M3

Bei der Anwendung des vereinfachten Nachweisverfahrens bleiben alle Translations- und Retentionseffekte unberücksichtigt, sodass die Ergebnisse in der Regel hohe Sicherheiten enthalten. In Tabelle 7 sind die Berechnungsergebnisse für die einzelnen Siedlungsgebiete vergleichend dargestellt.

Tabelle 7: Ergebnisse der hydraulischen Nachweise gem. BWK-M3, vereinfachtes Verfahren

				zulässige Einleitung $Q_{E,zul}$ in l/s mit		
	$\Sigma A_{E,b}$ in ha	ΣA_{E0} in km ²	max. Einleitung $Q_{E,max}$ in l/s	X = 0,1	X = 0,3	X = 0,5
Siedlungsgebiet I Oberes Grünetal	9,59	5,48	508	287	775	1.263
Siedlungsgebiet II Obere Oester und Nuttmecke	57,81	35,13	2.739	1.630	4.432	7.233
Siedlungsgebiet III Obere Else	17,9	22,14	1.276	925	2.639	4.353
Siedlungsgebiet IV Else bis Einmündung in die Lenne	221,73	96,02	15.805	3.977	10.540	17.102

Tabelle 8: Überschreitung der zulässigen Entlastungsabflüsse

	Überschreitung des zulässigen Entlastungsabflusses $Q_{E,zul}$ in % mit		
	X = 0,1	X = 0,3	X = 0,5
Siedlungsgebiet I Oberes Grünetal	77,0	-34,5	-59,8
Siedlungsgebiet II Obere Oester und Nuttmecke	68,0	-38,2	-62,1
Siedlungsgebiet III Obere Else	37,9	-51,6	-70,7
Siedlungsgebiet IV untere Else bis Einmün- dung in die Lenne	297,4	50,0	-7,6

In Tabelle 8 sind die Überschreitungen der zulässigen Entlastungsabflüsse zusammengefasst. Hierbei wird deutlich, dass bei Zugrundelegung des Regelwertes $x = 0,1$ für die

anthropogenen Einflüsse eine generelle Überschreitung der zulässigen Entlastungsabflüsse vorliegt. Dieser Wert hat sich nach den Erfahrungen des Ruhrverbandes für vergleichbare Einzugsgebiete jedoch als wenig realitätsnah erwiesen. Einzugsgebiete, in denen die Abflussspenden für $HQ_{1,pnat}$ und $HQ_{2,pnat}$ vorlagen, liefern in der Regel Verhältnisse zwischen $x = 0,3$ und $0,5$. Bereits bei einem Wert von $x = 0,3$ ist nur noch für das untere Elsetal eine Überschreitung von 50 % des zulässigen Einleitungsabflusses gegeben. Diese Einleitungen sind jedoch weniger auf Mischwasserentlastungen zurückzuführen, sondern vornehmlich auf eine Vielzahl von Regenwassereinleitungen der Trenngebiete, deren Entlastungsspitzen teilweise durch Rückhaltebecken verringert werden. Diese Retentionswirkung bleibt im vereinfachten Nachweis jedoch unberücksichtigt.

5.5.2 Detaillierte gewässerökologische Untersuchungen

5.5.2.1 Beschreibung der Probestellen und des Entlastungsverhaltens der untersuchten NWBA

Die untersuchten Einleitungsstellen mit Einleitungsgewässer, Gebietskennzahl (GKZ) und Größe des natürlichen Einzugsgebietes (A_{E0}) sind in Tabelle 9 zusammengefasst.

Tabelle 9: Übersicht der untersuchten Einleitungsstellen

Einleitungsstelle	Gewässername	GKZ	Station	Rechtswert	Hochwert	A_{E0}
SK Neuenhof	Nuttmecke	276.642	2,0 km	3419739	5670164	7,63 km ²
SK Kückelheim	Oester(bach)	276.664	5,5 km	3420095	5671705	18,05 km ²
SK Oestertalstraße	Oester(bach)	276.664	4,0 km	3420340	5673090	35,16 km ²
SK KA Plettenberg	Lenne	276.6	52,1 km	3417756	5679511	1.034,71 km ²

Stationierungsangaben und Gebietskennzahlen beziehen sich auf den Beginn der 100 m-Abschnitte gemäß Gewässerstationierungskarte NRW, 3. Auflage.

SK Neuenhof (Nuttmecke)

Entlastungsverhalten

Der SK Neuenhof ist in Fließrichtung die erste NWB-Anlage im Bereich des Oestertals. Ihm vorgelagert ist lediglich der RÜ Windhausen. Die angeschlossene undurchlässige Fläche A_u beträgt rd. 7,5 ha, der Drosselabfluss $Q_{Dr} = 27$ l/s. Nach Abzug des Trockenwetteranteiles liegt die Regenabflussspende mit $q_r = 1,1$ l/(s · ha) in einem für Regenbecken normalen Bereich. Trotzdem weisen die Höhenstandsdaten ein vergleichsweise hohes Entlastungsverhalten mit $t_E > 70$ d/a aus. Die Wasserstandsmessung im Speicherbauwerk liefert seit Mai

2001 Messdaten. Bei einer Ausfallrate von rd. 56 % liegt der Auswertung ein Nettozeitraum von 2,2 Jahren zugrunde. Zur Beurteilung der Mischwassereinleitung ist in Bild 31 die Summenhäufigkeit der Entlastungsabflüsse dargestellt. Die Grafik zeigt deutlich, dass 90 % der Entlastungen mit einer Überfallhöhe von < 10 cm erfolgen. Dies entspricht einem Entlastungsabfluss von max. 300 l/s.

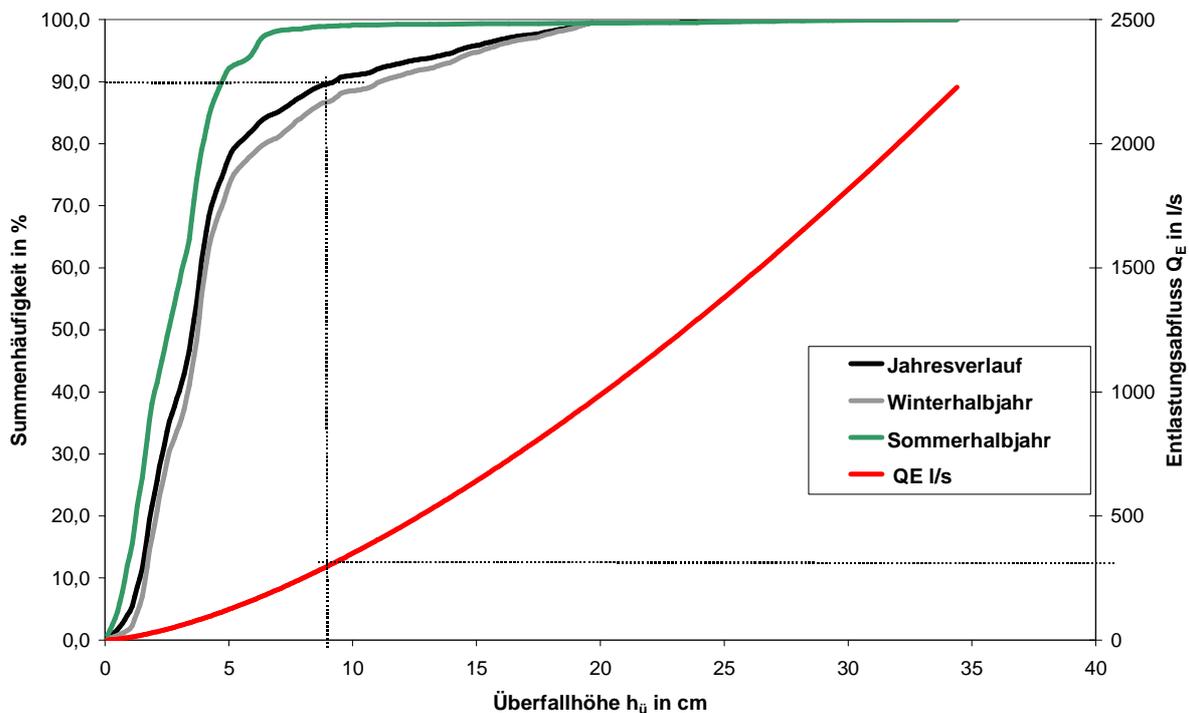


Bild 31: Summenhäufigkeit der Überfallhöhen am SK Neuenhof

Die höchste bislang aufgezeichnete Mischwasserentlastung erreichte am 08.06.2003 bei einer Überfallhöhe von 37,5 cm einen Entlastungsabfluss $Q_E = 2\,228$ l/s. Bezogen auf die undurchlässige Fläche A_u lag die Entlastungsspende bei 295 l/(s · ha). Die nachfolgende Grafik in Bild 32 zeigt die Entlastungsdauern in Bezug auf die Überfallhöhen. Gleichfalls ist erkennbar, dass die Entlastungen vornehmlich in den Wintermonaten (November bis April) stattfinden.

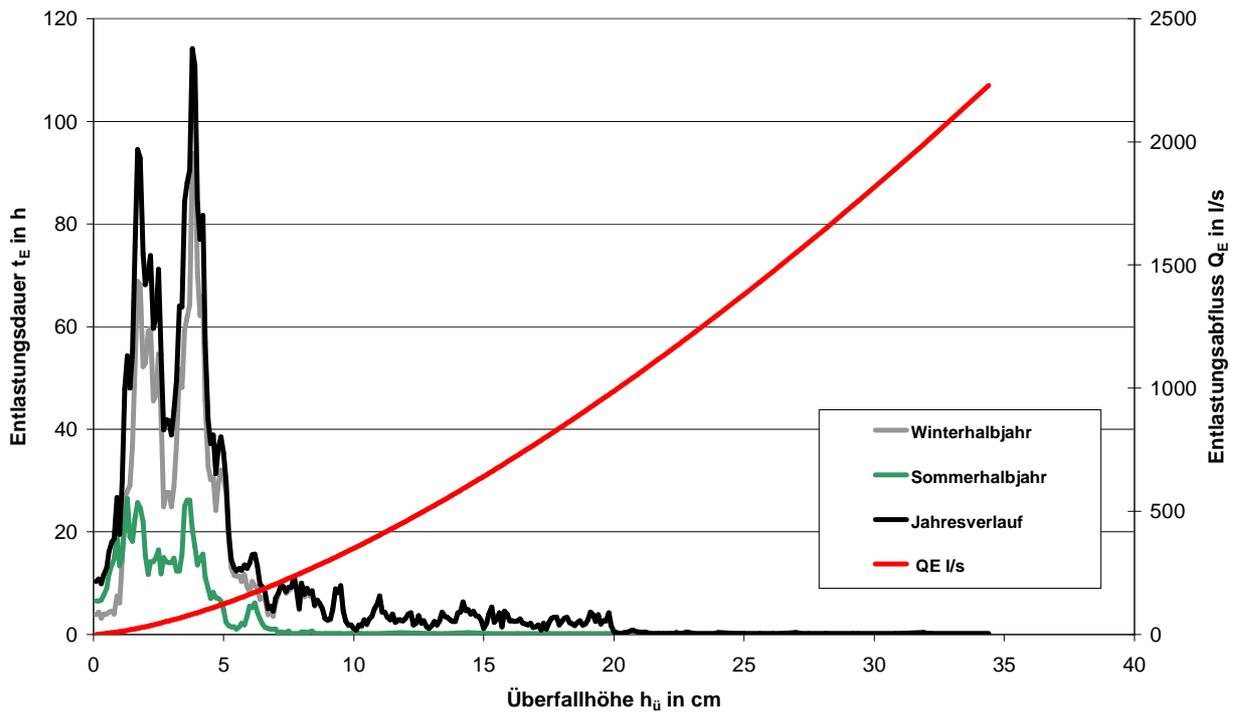


Bild 32: Entlastungsdauern in Bezug zur Überfallhöhe am SK Neuenhof

Dies gilt auch für die Starkentlastungen mit Überfallhöhen bis 20 cm. Als Ursache ist hier zu vermuten, dass aufgrund der andauernden Beckenfüllung die Abflusswellen häufig ungepuffert entlastet werden.

Aufnehmendes Gewässer

Das Hauptgewässer wird als Berndebach oder Biekebach bezeichnet. Kurz oberhalb der Einleitungsstelle mündet von rechts die Nuttmecke. Im weiteren Verlauf wird auch das Hauptgewässer als Nuttmecke bezeichnet.

Das Gewässer verläuft im Bereich der Einleitungsstelle geradlinig bis leicht geschwungen parallel der Attendorner Straße (L 697, s. Bild 33). Die Einleitung erfolgt am linken Ufer im Ortsteil Neuenhof bei STAT 2,0 km (s. Bild 34).

Unterhalb der Einleitungsstelle zeigt sich am linken Ufer eine deutliche Krümmungserosion. Das linke Ufer besteht größtenteils aus einer ca. 2 m hohen Steilwand. Durch mehrere Sturzbäume wurde hier eine Krümmungserosion initiiert, unterhalb hat sich eine größere Querbank mit *Petasitis* (Pestwurz) gebildet (s. Bild 35 und Bild 36).



**Bild 33: Nuttmecke oh. Einleitung
SK Neuenhof**



Bild 34: Einleitungsbauwerk SK Neuenhof

Das linke Umfeld ist durch Grünlandnutzung geprägt, rechts ist bis zur Straße ein Gehölzstreifen ausgebildet.



**Bild 35: Nuttmecke uh. Einleitung
SK Neuenhof**



**Bild 36: Nuttmecke uh. Einleitung
SK Neuenhof**

SK Kückelheim (Oester)

Entlastungsverhalten

Diesem Stauraumkanal ist der SK Himmelmert vorgeschaltet. Die Entlastung erfolgt in die Oester. Die Auswertung der Wasserstandsmessungen liefert eine mittlere Entlastungsdauer von 43 d/a. Die Drosselabgabe im Bereich der Entlastungsschwelle liegt bei 47 l/s. Der gedrosselte Zufluss aus dem vorliegenden Bauwerk beträgt $Q_{Dr} = 33$ l/s. Nach Abzug des Trockenwetteranteils ($Q_{T,aM} = 10$ l/s) beträgt der Regenabfluss $Q_R = 47 - 33 - 10 = 4$ l/s bzw. $q_R = 4 / 4,18 = 1,0$ l/(s · ha) für das direkte Einzugsgebiet.

Die verfügbaren Messdaten decken seit Oktober 1995 einen Auswertzeitraum von 7,9 Jahren ab. Dies entspricht einer Ausfallquote von weniger als 35 %. Die Häufigkeitsdarstellung der Entlastungen in Bild 37 zeigt auch hier, dass die Vielzahl der Entlastungen bei vergleichsweise geringen Entlastungsabflüssen stattfindet.

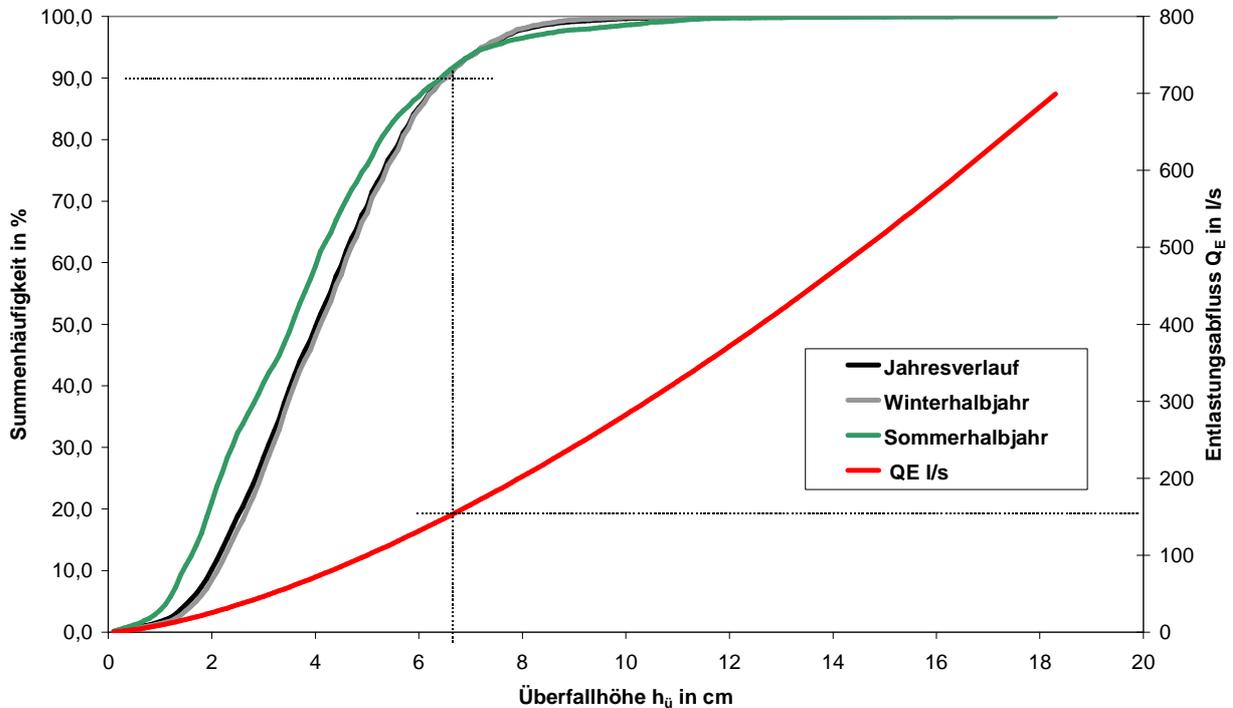


Bild 37: Summenhäufigkeit der Überfallhöhen am SK Kückelheim

Die bisherige Spitzenentlastung mit $h_U = 21,2$ cm lieferte am 30.07.2002 einen Entlastungsabfluss von $Q_E = 699$ l/s entsprechend 167 l/(s · ha). Auch bei diesem Bauwerk ist zu beobachten, dass die Entlastungen vornehmlich im hydrologischen Winterhalbjahr stattfinden (s. Bild 38).

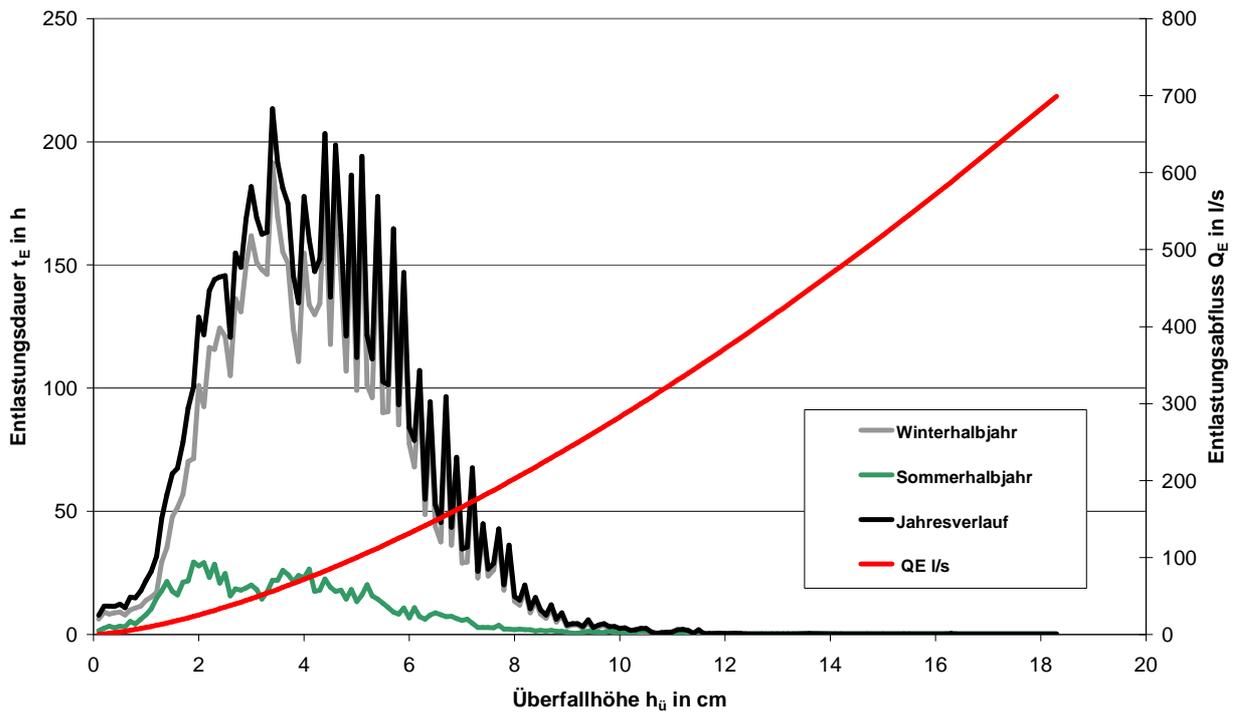


Bild 38: Entlastungsdauern in Bezug zur Überfallhöhe am SK Kückelheim

Aufnehmendes Gewässer

Die Oester verläuft im Bereich der Einleitungsstelle gestreckt und eingetieft in einem annähernd trapezförmigen Profil (s. Bild 39). Die Ufer sind mit Steinschüttungen befestigt. An das rechte Ufer grenzt Wohn- und Gewerbebebauung, an das linke Ufer Laub- und Nadelwald.

Die Einleitung erfolgt am linken Ufer bei STAT 5,55 km (s. Bild 40). Ca. 60 m unterhalb der Einleitungsstelle (s. Bild 41) mündet von rechts die Nuttmecke.



Bild 39: Oester oh. Einleitung SK Kückelheim



Bild 40: Einleitungsbauwerk SK Kückelheim



Bild 41: Oester uh. Einleitung SK Kückelheim

Rd. 1,5 km oberhalb der Einleitungsstelle befindet sich die Oestertalsperre.

SK Oestertalstraße (Oester)

Entlastungsverhalten

Der SK Oestertalstraße ist das Folgebauwerk der beiden vorgenannten NWB-Anlagen. Die Entlastung erfolgt gleichfalls in die Oester, der ca. 1.300 m oberhalb auch die Nuttmecke zugeflossen ist. Bei einer Drosselabgabe von ca. 75 l/s und den zufließenden Drosselabflüssen der oberhalb liegenden Bauwerke $(47 + 27) = 74$ l/s liegt die Regenabflussspende für das direkte Einzugsgebiet rechnerisch bei $1 \text{ l/(s} \cdot \text{ha)}$. Dieser Umstand hat zur Folge, dass eine Entleerung des Stauraumkanals erst erfolgen kann, wenn die Abflüsse aus den oberhalb liegenden Bauwerken unter 75 l/s liegen, diese also bereits entleert sind. Der Einfluss des Drosselabflusses am SK Oestertalstraße ist also mit entscheidend für das extreme Entlastungsverhalten ($t_E > 90 \text{ d/a}$) an diesem Standort und wird verstärkt durch die im Winter hohen Fremdwasserzuflüsse. Das direkte Einzugsgebiet besitzt eine Größe $A_U = 5,8 \text{ ha}$.

Die Wasserstände werden seit Dezember 2002 kontinuierlich aufgezeichnet. Bei einer Ausfallrate von 36 % liegt der nachfolgenden Untersuchung ein Datenkontinuum von 2,5 Jahren zugrunde. Wie schon bei den vorliegenden Bauwerken finden auch hier 90 % aller Entlastungen mit einer vergleichsweise geringen Überfallhöhe statt (s. Bild 42). Der maximale Entlastungsabfluss mit $Q_E = 825 \text{ l/s}$ und einer Überfallhöhe von $h_{\bar{u}} = 22,9 \text{ cm}$ wurde am 12.08.2005 registriert.

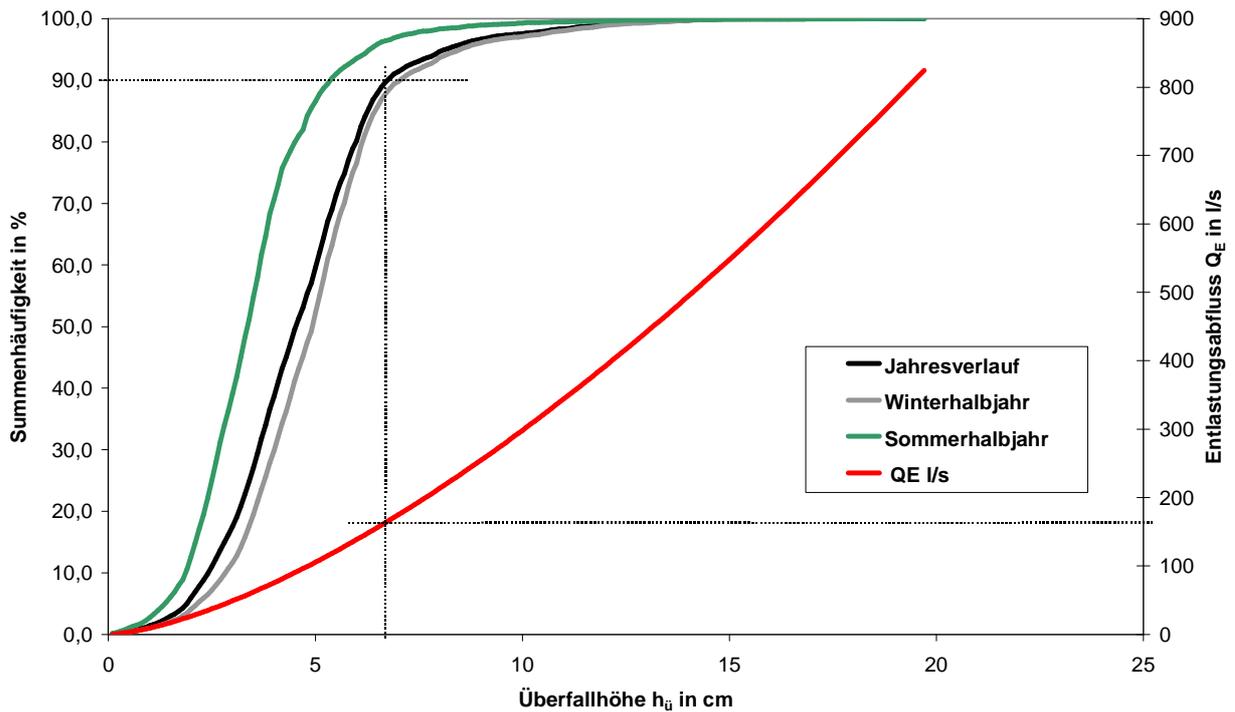


Bild 42: Summenhäufigkeit der Überfallhöhen am SK Oestertalstraße

Die Auswertung der Entlastungsdauern in Bild 43 zeigt, dass auch in den Sommermonaten eine erhöhte Entlastungstätigkeit vorliegt. Ursache hierfür sind sicherlich die schlecht aufeinander abgestimmten Drosselabflüsse, die sich auch im Sommer bemerkbar machen. Die Mehrzahl der Entlastungsspitzen findet sich wiederum im Winterhalbjahr, ein Indiz dafür, dass auch hier hohe Abflusswellen auf gefüllte Bauwerke treffen und ungepuffert entlastet werden.

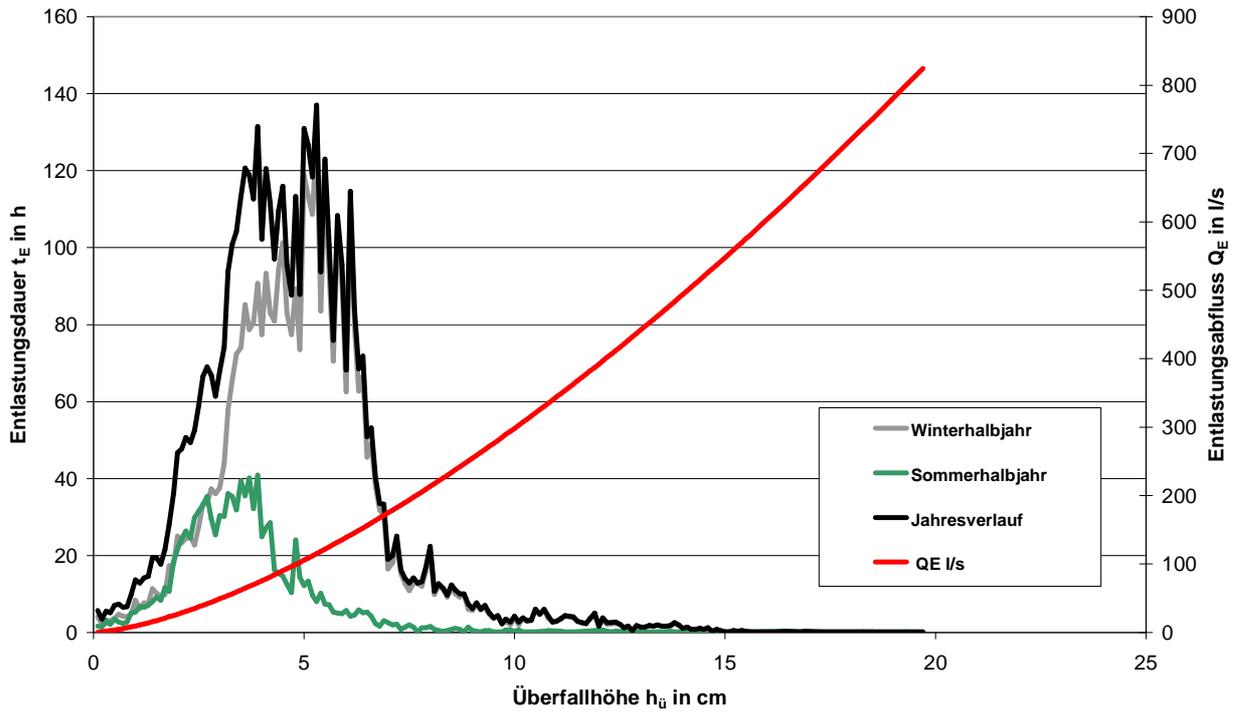


Bild 43: Entlastungsdauern in Bezug zur Überfallhöhe am SK Oestertalstraße

Aufnehmendes Gewässer

Die Oester verläuft im Bereich der Einleitungsstelle (s. Bild 44 und Bild 46) in geringem Abstand parallel zur Oestertalstraße (L 697). Die Ufer sind mit Steinschüttungen befestigt, am rechten Ufer ist stellenweise eine Ufergehölzgalerie ausgebildet.

Die Einleitung erfolgt am linken Ufer bei STAT 4,0 km (s. Bild 45).



Bild 44: Oester oh. Einleitung SK Oestertalstraße



Bild 45: Einleitungsbauwerk SK Oestertalstraße

An das rechte Ufer grenzen Grünlandflächen.



**Bild 46: Oester uh. Einleitung
SK Oestertalstraße**

SK KA Plettenberg (Lenne)

Entlastungsverhalten

Der Stauraumkanal bildet die letzte Niederschlagswasserbehandlung vor der KA Plettenberg. Ihm vorgeschaltet ist der SK HS Lennetal mit einer Drosselabgabe von 360 l/s. Da der SK KA Plettenberg selbst nur 350 l/s zur Kläranlage weiterleitet, sind die hohen Einstau- und Entlastungsdauern vornehmlich auf diese Konstellation der Drosselabflüsse zurückzuführen. Die Entlastungsschwelle des Stauraumkanals ist mit einer beweglichen Klappe ausgerüstet. Durch diese Maßnahme ist ein gewisser „Vordruck“ erforderlich, um die Klappe aus ihrer Ruhestellung zu bewegen, was sich in Bild 47 dadurch abzeichnet, dass die Zahl der Entlastungen mit geringer Überfallhöhe geringer als bei den anderen Bauwerken ausfällt.

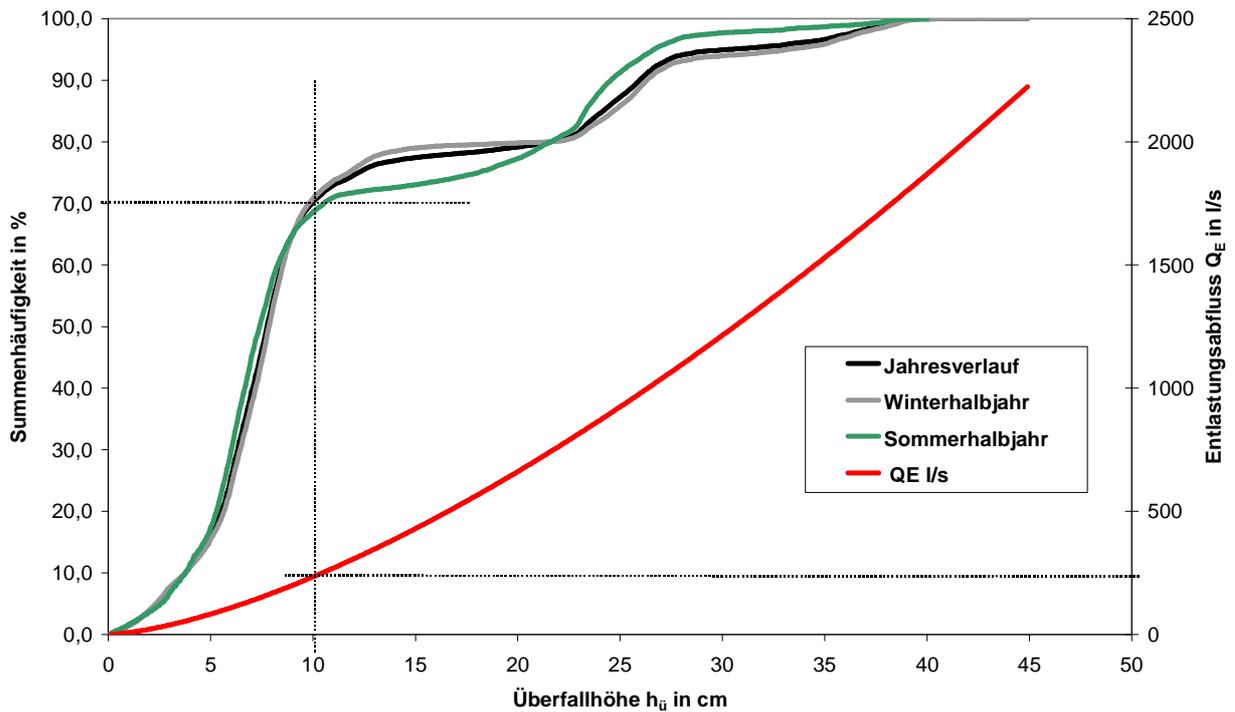


Bild 47: Summenhäufigkeit der Überfallhöhen am SK HS Kläranlage

Der unstetige Verlauf der Entlastungshäufigkeit ist dadurch zu erklären, dass die Funktion der Klappe nicht einwandfrei gegeben ist. Anstatt den Wasserstand durch eine variable Klappenstellung konstant zu halten, schlägt die Wehrklappe oftmals komplett um. Erst nach Absinken des Füllstandes auf einen Grenzwasserstand richtet sie sich wieder auf. Dieses Fehlverhalten zeichnet sich auch in Bild 48 deutlich ab. Die Berechnung des Entlastungsabflusses birgt hohe Ungenauigkeiten. Der berechnete Maximalabfluss am 27.02.2002 mit $Q_E = 2.223 \text{ l/s}$ ($q_E = 205 \text{ l/(s} \cdot \text{ha)}$) erscheint in seiner Größenordnung jedoch plausibel.

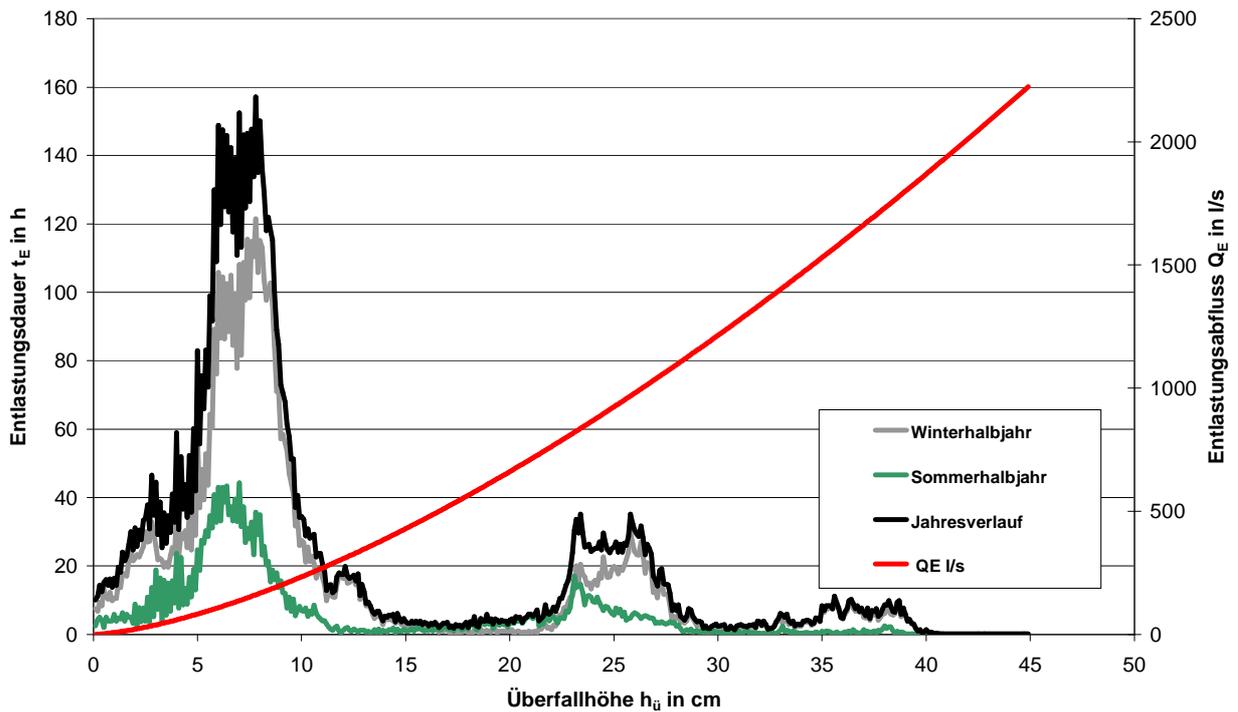


Bild 48: Entlastungsdauern in Bezug zur Überfallhöhe am SK HS Kläranlage

Aufnehmendes Gewässer

Der größte Teil des Lennewassers wird 160 m oberhalb der Einleitungsstelle in einen Obergraben abgezweigt. Der Wehrbetreiber Mark-E entnimmt bis zu $30 \text{ m}^3/\text{s}$, der genehmigte Basisabfluss des Wehres (s. Bild 49) beträgt 300 l/s [21]. Tatsächlich liegt der Basisabfluss aufgrund von Undichtigkeiten der Wehranlage aber bei etwa $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$. Der mittlere Niedrigwasserabfluss der Lenne beträgt ohne Ableitung ca. 6.200 l/s .

Die Einleitung erfolgt am rechten Ufer unterhalb der Schönungsteiche bei STAT 52,15 km. Die Abläufe von Kläranlage und Stauraumkanal werden über ein gemeinsames Einleitungsbauwerk eingeleitet (s. Bild 50). Unmittelbar unterhalb der Einleitungsstelle (s. Bild 51) mündet von links der Brüninghauser Bach.



**Bild 49: Lenne oh. Einleitung
SK KA Plettenberg**



**Bild 50: Einleitungsbauwerk
SK KA Plettenberg**



**Bild 51: Lenne uh. Einleitung
SK KA Plettenberg**

5.5.2.2 Ergebnisse

Im Folgenden wird zunächst diskutiert, welche Auswirkungen für die Invertebratengemeinschaft von Niederschlagswassereinleitungen im Vergleich zu Einleitungen ohne Fremdwasser ausgehen können, wenn diese eine erhöhte Fremdwasserführung aufweisen. Diese theoretischen und aus der Literatur hergeleiteten Hypothesen werden in einem nächsten Schritt mit den im Projektgebiet ermittelten Ergebnissen verglichen, um hieraus abschließend ein Fazit zur Bedeutung eines erhöhten Fremdwasseranfalls für die gewässerbiologischen Auswirkungen von Einleitungen aus Mischsystemen zu ziehen.

Hypothesen zu möglichen Einflüssen von Mischwassereinleitungen aus Kanalsystemen mit hoher Fremdwasserführung auf das Makrozoobenthos

Mischwasserentlastungen können die Lebensgemeinschaft von Gewässern in vielfältiger Weise beeinflussen. Unterschieden wird dabei in der Regel zwischen ihrer hydraulischen und ihrer stofflichen Wirkung. Als Indikatorgruppe für die Bewertung von Misch- und Niederschlagswassereinleitungen hat sich das Makrozoobenthos als am besten geeignet gezeigt, da diese Gruppe in der Lage ist, stoffliche wie auch hydraulische Effekte akut und in ihrer chronischen Wirkung über die Zeit zu indizieren. Zudem ist das Makrozoobenthos weniger mobil als die Fischfauna, die in der Lage ist, ungünstigen Lebensbedingungen durch Abwanderung auszuweichen, um bei Verbesserung der Bedingungen wieder in den Bereich zurückzukehren. Die nachfolgende Diskussion fokussiert daher in erster Linie auf Auswirkungen auf die Wirbellosenfauna. Die anderen biologischen Qualitätskomponenten im Sinne der EG-WRRL werden jedoch bei einzelnen Aspekten mit berücksichtigt und aufgeführt.

Ein hoher Fremdwasseranteil in der Kanalisation beeinflusst die Entlastungsfrequenz, -dauer, -kinetik sowie die stoffliche Qualität des entlasteten Mischwassers und kann dabei positive wie auch negative Effekte im Vergleich zu Entlastungen aus einem Kanalsystem ohne erhöhten Fremdwasseranteil aufweisen.

Positive Effekte eines erhöhten Fremdwasseranteils

- Der erhöhte, aus kommunalem Abwasser und Fremdwasser bestehende Abfluss in der Kanalisation verstärkt auch bei Trockenwetter die Sohlschubspannungen in der Kanalisation, sodass Feststoffe abtransportiert und nur in geringem Maße auf der Sohle abgelagert werden. Während Entlastungsereignissen kommt es daher nicht zu einer großflächigen Remobilisierung von Kanalablagerungen, die im Gewässer zu einer Kolmatierung des Interstitials führen können. Zudem kann bei dem oxidativen Abbau der organischen Anteile dieser kanalbürtigen Sedimente der sohlennahe Sauerstoffgehalt im Gewässer negativ beeinflusst werden. Dieser negative Effekt der abfiltrierbaren Stoffe (AFS) wird durch den erhöhten Fremdwasseranteil reduziert.
- Die erhöhte Fremdwasserführung reduziert die Kanalablagerungen (siehe oben). Da auch bei Trockenwetter das Abwasser durch Fremdwasser verdünnt ist, verringert sich zudem die Neigung zur Sielhautbildung. Auf der Remobilisierung aus Kanalablagerungen und Erosion der Sielhaut beruhende „First Flush“- bzw. Spülstoß-Effekte in den Konzentrationen von z.B. BSB₅ bzw. TOC zu Beginn einer Entlastung werden reduziert oder entfallen ganz. Damit verringern sich die Extremwerte in den Konzentrationen während der Entlastungsereignisse. Gerade diese Extremwerte können durch ihre akute letale oder subletale Wirkung die aquatische Fauna beeinflussen.

Negative Effekte eines erhöhten Fremdwasseranteils

- Der erhöhte Fremdwasseranteil führt dazu, dass es frühzeitiger als bei einem Kanalnetz ohne Fremdwasser zu einer Entlastung kommt. Da sich die niederschlagsbedingte Abflusswelle im Kanalnetz schneller fortpflanzt als im oberirdischen Fließgewässer, wird durch die schon frühzeitig erfolgenden Entlastungen die Wahrscheinlichkeit, dass diese auf eine Niedrigwassersituation trifft, erhöht (= ungünstiges Verdünnungsverhältnis, Fehlen einer Vorwarnzeit für das Makrozoobenthos für mögliche Fluchtreaktionen ins Interstitial). Zumindest für das Winterhalbjahr kann der Effekt der verfrüht erfolgenden Entlastung vernachlässigt werden, weil in dieser Zeit in der Regel keine Niedrigwassersituationen auftreten.
- Durch den erhöhten Fremdwasseranteil erhöhen sich die entlastete Wassermenge und die Entlastungsdauer im Vergleich zu demselben System ohne Fremdwasser. Da der fremdwasserbedingte Abflussanteil an dem Entlastungsabfluss jedoch sehr gering ist (Tabelle 5 in Verbindung mit Bild 31, Bild 37, Bild 42, Bild 47), erhöhen sich die hydraulischen Belastungen hierdurch ebenfalls nur geringfügig. Bereits natürliche Abflusserhöhungen durch Niederschläge stellen für die Fließgewässerzönosen einen hydraulischen Stress dar, an den die Organismen jedoch durch Körperbau und/oder Verhalten angepasst sind. Auch natürliche Hochwasserereignisse oder auch nur Zeiten mit natürlich erhöhten Abflüssen führen in der Regel zu einem deutlichen Rückgang der Individuendichten, da viele Organismen verdriftet werden. Diese Individuenverluste werden durch erhöhte Reproduktionsraten ausgeglichen. Biologische Untersuchungen müssen daher zeigen, ob diese natürlichen Abundanzschwankungen durch Niederschlagswassereinleitungen mit erhöhtem Fremdwasseranteil signifikant beeinflusst werden oder ob diese Einflüsse im Bereich der natürlichen Variabilität der Bestandsdichten liegen. Tabelle 5 in Verbindung mit Bild 31, Bild 37, Bild 42, Bild 47 verdeutlicht die nur geringfügige Änderung der Abflusssituation im Gewässer, wenn das einleitende Kanalsystem durch Fremdwasser beeinflusst ist. Eine Erhöhung der Frequenz der Abflusssituationen mit Geschiebetrieb erfolgt hierdurch nicht. Daher ist auch ein Einfluss auf das Makrozoobenthos sowie auf Phytobenthos und Makrophyten (im Ruhreinzugsgebiet in erster Linie Wassermoose, wie z.B. *Fontinalis antipyretica*) durch vermehrte Sohlumlagerungen unwahrscheinlich.
- Das als Fremdwasser in die Kanalisation gelangende Quell-, Grund- und Interflow-Wasser reduziert die Grundwasserneubildungsrate und verringert den diffusen Wasserzustrom zum Gewässer. Da ein erhöhter Fremdwasseranfall mit erhöhten Grundwasserständen, wie z.B. meist im Winter, einhergeht, kann eine relevante Verschärfung der Niedrigwassersituation im Gewässer bei dann niedrigen Grund-

wasserständen durch die dränierende Wirkung des fremdwasserbeaufschlagten Kanalsystems weitgehend vernachlässigt werden, zumal es sich im vorliegenden Fall um ein besonders niederschlagsreiches Einzugsgebiet handelt.

- Die erhöhte Fremdwasserführung bewirkt, dass Entlastungsereignisse häufiger auftreten und auch länger andauern. Die maximal (bzw. bei Sauerstoff minimal) auftretenden Konzentrationen sind jedoch aufgrund des fehlenden oder reduzierten Spülstoßes geringer als bei vergleichbaren Entlastungsereignissen aus fremdwasserfreien bzw. –armen Kanalnetzen. Unter Berücksichtigung des Dosis-Wirkungskonzeptes ist eine pauschale Aussage, ob kurze Spitzenbelastungen oder länger andauernde schwächer konzentrierte Einleitungen die geringeren Auswirkungen auf die Biozönose haben, nicht möglich. Ein Versuch der Quantifizierung der Dosis-/Wirkungsbeziehung zur Definition von Grenzwerten für Niederschlagswassereinleitungen im BWK Merkblatt 7 (im Gelbdruck) [4] geht davon aus, dass kurzfristig erhöhte Konzentrationen bis zu einem gewissen Schwellenwert von der Biozönose ertragen werden können. Wird dieser Schwellenwert überschritten, kommt es zu einer nachhaltigen Verschlechterung im ökologischen Zustand des Gewässers. Das BWK-M7 unterscheidet dabei durch Kombination von drei Häufigkeitsstufen mit drei Dauerstufen neun verschiedene Situationen (s. Tabelle 10).

Tabelle 10: Definition der Häufigkeits- und Dauerstufen für stoffliche Häufigkeits-Dauer-Grenzwerte aus BWK-M7 (2007) [4]

Häufigkeit n [1/a]		Dauer D [h]	
selten	$n < 0,5$	kurz	$D < 1$
mittel	$0,5 \leq n \leq 4$	mittel	$1 \leq D \leq 6$
häufig	$4 < n \leq 25$	lang	$D > 6$

BWK-M7 definiert auf Basis von Literaturdaten zu ökophysiologischen Reaktionen von aquatischen Organismen bei den Häufigkeits-Dauer-Grenzwerten für selten auftretende, lang andauernde Entlastungen dieselben Grenzwerte wie für häufige, jedoch nur kurz andauernde Ereignisse. Für häufige und lang andauernde Ereignisse geht BWK-M7 davon aus, dass diese wie Dauerbelastungen wirken und übernimmt hierfür als sogenannte Basis-Grenzwerte die z.B. in der EG-Fischgewässerrichtlinie [6] festgeschriebenen Grenzwerte. Werden durch die Fremdwasserführung im Kanalsystem die Frequenz und Dauer der Entlastung zu der Kategorie „häufig und lang andauernd“ verschoben, bedeutet dies, dass nach BWK-M7 die Basis-Grenzwerte, die strengere Anforderungen an die Wasserqualität stellen als die stofflichen Häufigkeits-Dauer-Grenzwerte, einzuhalten sind. Relevant ist diese Be-

trachtung jedoch nur im Winterhalbjahr, da diese niederschlagsreiche Zeit mit erhöhten Abflussbeiwerten aufgrund nur geringer Evapotranspiration (reduzierte Vegetation) zu einem verstärkten Abfluss von Fremdwasser im Kanalsystem führt. Die niederschlagsbedingt erhöhten Abflüsse fließen jedoch in der Mittelgebirgsregion des Ruhreinzugsgebietes besonders turbulent mit einer hohen Wiederbelüftungsrate. Dies, in Kombination mit geringen Wassertemperaturen, die zum einen die Löslichkeit von Gasen, wie z.B. O_2 , verbessern und zum anderen gleichzeitig zehrende Prozesse verlangsamen, verhindert das Entstehen kritischer Sauerstoffdefizite, die unter den Basis-Grenzwerten des BWK-M7 liegen.

Auch das Auftreten kritischer Ammoniak-Konzentrationen, die über den entsprechenden Basis-Grenzwerten liegen, ist vor allem für das mit durchschnittlich deutlich höherem Fremdwasseranfall verbundene Winterhalbjahr aus mehreren Gründen unwahrscheinlich:

- das Ruhreinzugsgebiet ist geologisch zum überwiegenden Anteil silikatisch geprägt und weist in den freifließenden, nicht eutrophierten Bereichen pH-Werte deutlich unter 8 auf. Winterliche Schneeschmelzen senken die pH-Werte lokal weiter bis in den Bereich der schwachen Versauerung. Unter diesen pH-Werten liegt nur ein sehr geringer Anteil des Ammoniums als Ammoniak vor, sodass die Einhaltung der Ammoniak-Basis-Werte nicht gefährdet ist.
- die Dissoziation von Ammonium und Ammoniak ist temperaturabhängig und liegt bei niedrigen Wassertemperaturen, wie sie im Winterhalbjahr herrschen, stärker auf der Seite des Ammoniums [7].
- die Primärproduktion, die eine Verschiebung des pH-Wertes in den alkalischen Bereich und damit eine vermehrte Ammoniak-Bildung verursachen könnte, ist ebenfalls im Winter aufgrund geringer Wassertemperaturen, geringer Globalstrahlung, erhöhter niederschlagsbedingter Trübung und häufiger Substratumlagerungen nur gering. Auch dies verringert die Wahrscheinlichkeit der Ammoniak-Bildung.

Als Fazit aus der theoretischen Gefährdungsabschätzung von Niederschlagswassereinleitungen aus fremdwasserführenden Kanalsystemen ergibt sich Folgendes:

Eine stoffliche Gefährdung kann trotz häufiger und länger andauernder Entlastungsereignisse in Mittelgebirgsregionen wie dem Ruhreinzugsgebiet vor allem für das Winterhalbjahr weitgehend ausgeschlossen werden: die im Winter herrschenden Bedingungen verhindern, dass kritische Sauerstoff- und/oder Ammoniak-Konzentrationen aufgrund von Mischwassereinleitungen entstehen können. Der Fremdwasseranteil in der Kanalisation verringert zudem die Kanalablagerungs- und Sichelbildung, sodass auch der AFS-Austrag verringert

wird. Eine Entlastung während Niedrigwassersituationen ist zudem im Winterhalbjahr sehr unwahrscheinlich; die eher niederschlagsbedingt erhöhten Abflusssituationen gewährleisten eine günstige Verdünnung des entlasteten Mischwassers.

Hydrologisch/hydraulisch kann die dränierende Wirkung des Kanalsystems mit seiner Aufnahme von Quell-, Grund- und Interflow-Wasser vor allem für das Winterhalbjahr vernachlässigt werden. Jedoch erhöht die Fremdwasserführung die Frequenz und Dauer von Entlastungsereignissen. Ob dies für Veränderungen der aquatischen Lebensgemeinschaften mit verantwortlich ist, darüber fehlen bis heute konkrete, quantifizierbare Untersuchungen. Es ist nur bekannt, dass Erhöhungen der Schubspannung, die auf die aquatischen Organismen wirkt, als sogenannter „hydraulischer Stress“ einen gewissen Individuenverlust durch Drift verursachen können. Dieser Verlust ist ein natürliches Phänomen, an das die Biozöosen angepasst sind und das durch Wiederbesiedlung relativ rasch wieder ausgeglichen werden kann. Übersteigt jedoch die Entlastungsfrequenz die Geschwindigkeit der Wiederbesiedlung, kommt es mit der Zeit zu einer Verarmung der Lebensgemeinschaft. Podraza [19, 20] modellierte einen solchen Individuenschwund bis zum theoretischen Aussterben für die Eintagsfliegenart *Baetis rhodani*, zu dem es bei der örtlichen Situation im Freiland aufgrund des in diesem Fall sehr hohen Wiederbesiedlungspotenzials jedoch nicht kam. Da die Modellergebnisse jedoch Einzelfall-spezifisch sind und vergleichbare Populationsmodelle für andere Arten fehlen, wurde im BWK-M7 bewusst auf die Definition von hydrologisch/hydraulischen Häufigkeits-Dauer-Grenzwerten verzichtet.

Nach heutigem Kenntnisstand kann daher prinzipiell eine verstärkte hydraulische Belastung der Gewässer durch Niederschlagswassereinleitungen mit einem erhöhten Fremdwasseranteil nicht ausgeschlossen werden. Ob diese jedoch signifikant ist und ökologisch wirksam wird, ist abhängig vom Entlastungsverhalten und von der örtlichen Situation. Es ist daher durch gewässerökologische Untersuchungen zu überprüfen, ob die jeweilige Einleitung sich hydraulisch kritisch auf die aquatische Lebensgemeinschaft, untersucht am Beispiel des Makrozoobenthos, auswirkt, wobei aus dargelegten Gründen vor allem für das Winterhalbjahr keine relevanten negativen Folgen zu erwarten sind. Die Ergebnisse einer solchen Prüfung im Projektgebiet sind im folgenden Abschnitt dargestellt.

Ergebnisse der gewässerökologischen Untersuchungen

Die an den Probestellen festgestellten Taxa mit den Individuendichten der Makroinvertebraten sind als Anlage 2 wiedergegeben. Aufgrund des frühen Entwicklungsstadiums vieler Insektenlarven war vor allem bei der 1. Probenahme eine Bestimmung auf Artniveau nicht immer möglich.

Das Programm ASTERICS/PERLODES ermöglicht die Auswertung nach drei Stressoren: Versauerung, Saprobie und Allgemeine Degradation.

Versauerung

Für den Gewässertyp 9.2 (Lenne) ist die „Versauerung“ als Bewertungsparameter nicht relevant und wird daher durch das Programm ASTERICS nicht berechnet. Für den Gewässertyp 5 liefert das Modul „Versauerung“ bei allen Probestellen einen sehr guten oder guten Zustand. Dies zeigt, dass die untersuchten Gewässer trotz des silikatischen Einzugsgebiets nicht versauert sind oder zeitweise zur Versauerung neigen. Die Wirbellosenfauna ist entsprechend artenreich. Mischwasserentlastungen können das Modul „Versauerung“ nicht negativ beeinflussen, sodass dieser Bewertungsparameter für die Diskussion der Auswirkungen von Entlastungsereignissen ohne Bedeutung ist.

Saprobie

Alle Berechnungen der Saprobienindizes, durchgeführt gemäß der novellierten DIN 38 410, liefern mit einer Abundanzsumme > 20 statistisch gesicherte Werte (das Streuungsmaß wird in der novellierten DIN nicht mehr verwendet). Die Untersuchungsergebnisse zeigen für keinen der Stauraumkanäle eine Verschlechterung der Zustandsklassen im Modul „Saprobie“. Unterhalb jeder der vier untersuchten SK-Einleitungen wird die „Saprobie“ mit „gut“ bewertet und liefert damit keinen Hinweis auf eine relevante organische Belastung.

Es ist zwar bekannt, dass kurzzeitige Mischwassereinleitungen, z.B. aus Regenüberläufen, in der Regel nicht über eine Verschlechterung der Gewässergüteklasse nachzuweisen sind, jedoch geht das BWK-M7 zur detaillierten Nachweisführung [4] davon aus, dass sehr häufige ($n > 25 / a$) sowie häufige ($4 < n < 25$) und lang andauernde Entlastungen ($T > 6 h$) wie kontinuierliche Dauerbelastungen wirken. Daher wäre für die untersuchten Einleitungen eine Verschlechterung des saprobiellen Zustandes denkbar gewesen.

Bild 52 zeigt, dass dies jedoch für die vier untersuchten SK-Einleitungen nicht zutrifft. Die Unterschiede im Saprobienindex sind marginal, bewegen sich innerhalb der Unschärfe der Methodik und sind daher nicht aussagekräftig.

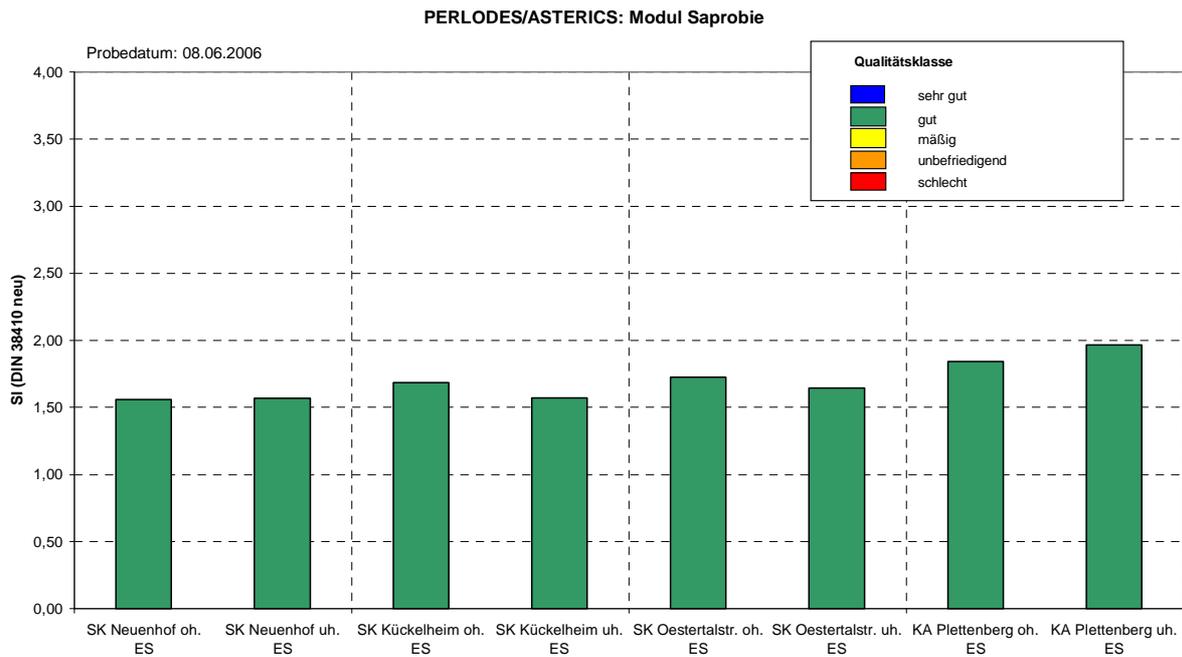
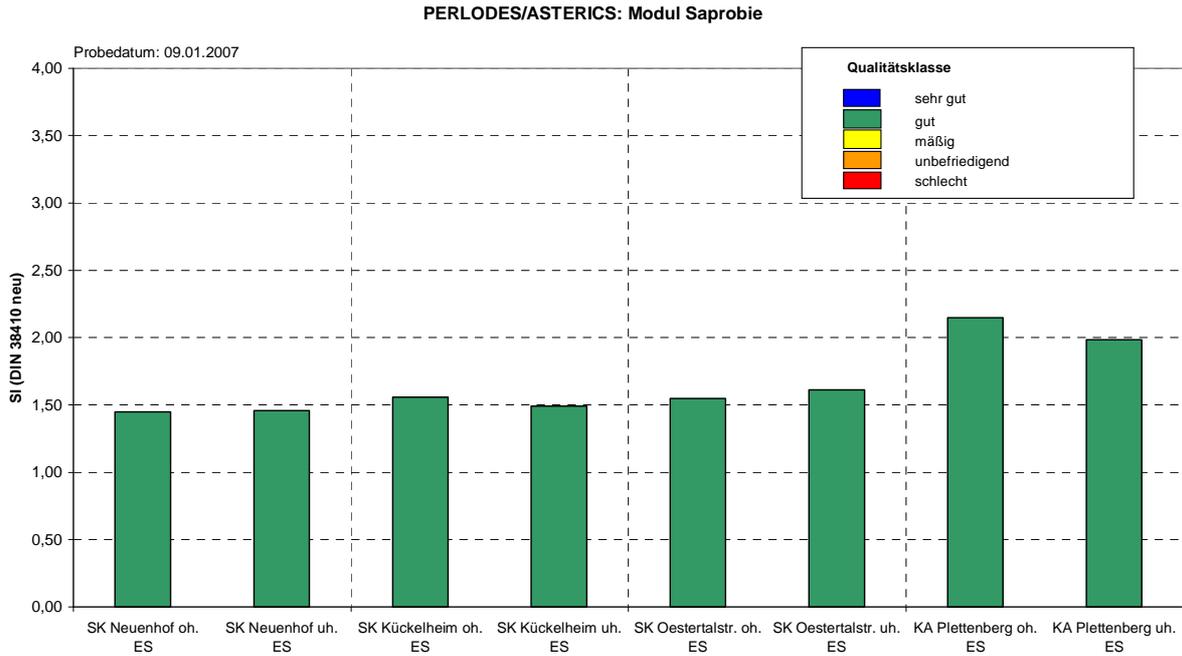


Bild 52: Saprobienindex und Zuordnung zu den typspezifischen saprobiellen Zustandsklassen für das Probenahmedatum 09.01.2006 und 08.06.2006, Farbgebung der Zustandsklassen gemäß Vorgaben der EG-WRRL

Da es sich bei der Bewertung der „Saprobie“ um eine auf eine stoffliche Belastung ausgerichtete Bewertung handelt, wird bei der Interpretation hier nicht zwischen erheblich veränderten und nicht erheblich veränderten Gewässerabschnitten (im Sinne der EG-WRRL) unterschieden (Begründung: die Einstufung als erheblich veränderter Wasserkörper darf nur aufgrund hydromorphologischer Veränderungen erfolgen, der chemische Zustand sowie die

unterstützenden physikochemischen Parameter müssen den Bedingungen des entsprechenden natürlichen Gewässertyps entsprechen).

Unterhalb aller SK-Einleitungsbauwerke waren die Gewässersedimente aerob, d.h. gut durchlüftet (keine Schwarzfärbung der Steinunterseiten) und auch frei von Faulschlammablagerungen. Dies ist ein Hinweis darauf, dass die Mischwassereinleitungen keine organischen Sedimente (Kanalablagerung und erodierte Sielhaut) aus der Kanalisation austragen, die in der Nähe des Einleitungsbereiches sedimentieren.

Damit bestätigt sich die oben aufgestellte Hypothese, dass aufgrund nur geringer AFS-Gehalte, hoher Wiederbelüftung, geringer Wassertemperaturen und günstiger Verdünnungsverhältnisse eine stoffliche Belastung durch Einleitungen aus Mischwassersystemen mit erhöhtem Fremdwasseranteil vor allem in der Mittelgebirgsregion wie dem Ruhreinzugsgebiet sehr unwahrscheinlich ist.

Allgemeine Degradation

Bild 53 zeigt, dass bezüglich des Moduls „Allgemeine Degradation“ bei allen untersuchten Niederschlagswassereinleitungen zumindest an einem der beiden Probenahmeterminen unterhalb der Einleitung ein „guter ökologischer Zustand“ nachzuweisen ist, d.h. das „Abbruchkriterium“ nach BWK-M7 kommt zum Tragen. Die Niederschlagswassereinleitungen verhindern **nicht nachhaltig** das Erreichen der Zielvorgaben der EG-WRRL. Unterschiede in den Ergebnissen zwischen den Beprobungen aus Januar und Juni 2006 beruhen auf jahreszeitlichen Effekten und der Beprobung außerhalb des optimalen Zeitfensters. Somit entspricht die Biozönose trotz der im vereinfachten Nachweis nach BWK-M3 rechnerisch ermittelten kritischen hydraulischen Bedingungen den Zielvorgaben von EG-WRRL und WHG, sodass keine weiteren Maßnahmen notwendig sind.

Da in den oben genannten Hypothesen zu möglichen Einflüssen von Mischwassereinleitungen eine theoretisch mögliche Verstärkung der hydraulischen Belastung durch die erhöhte Fremdwasserführung nicht ausgeschlossen wurde, werden die Untersuchungsergebnisse trotz Erreichen der Zielvorgaben der EG-WRRL einer detaillierteren Prüfung auf hydraulische Einflüsse unterzogen.

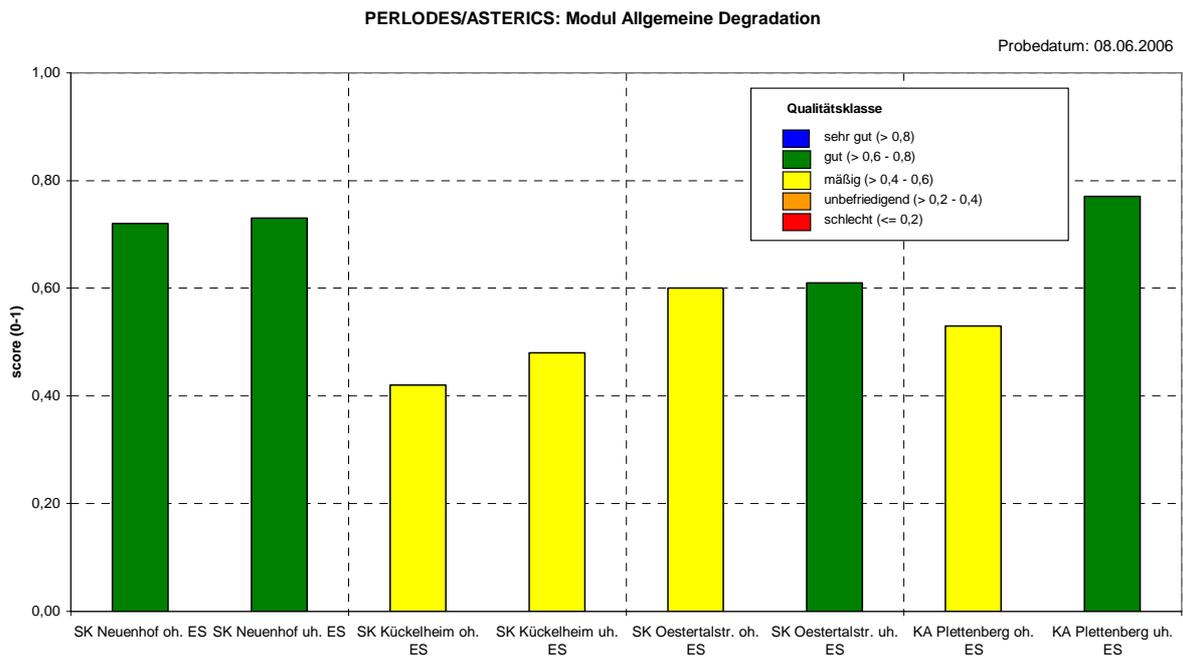
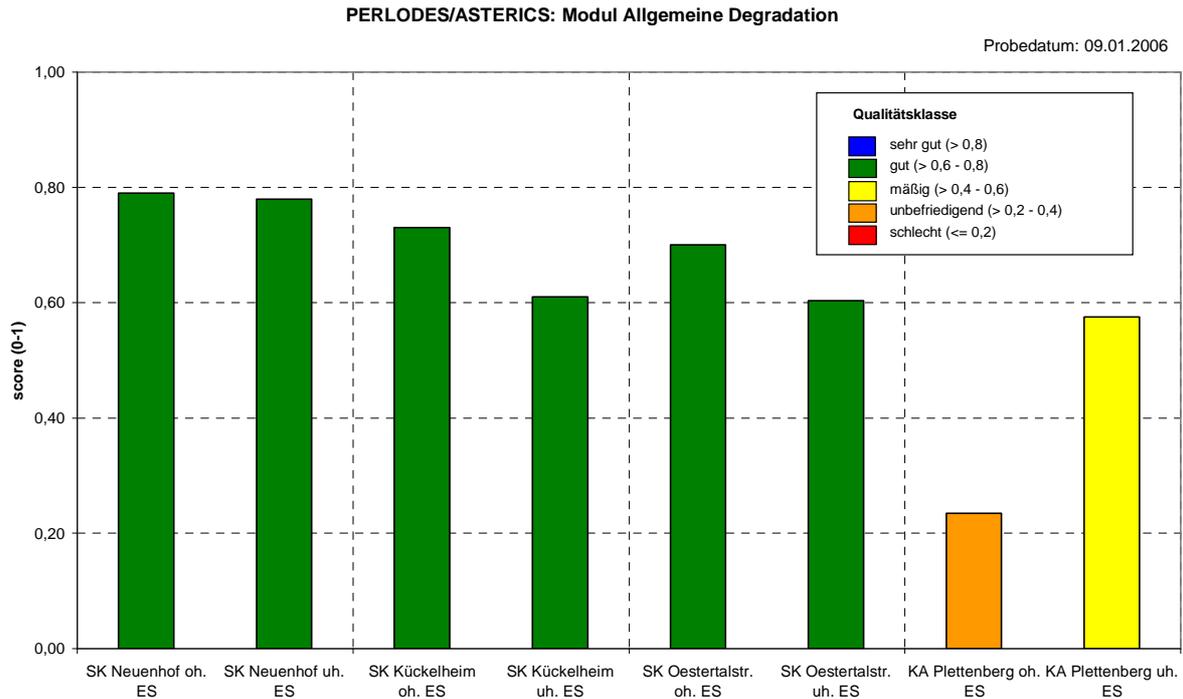


Bild 53: Ökologischer Zustand des Moduls „Allgemeine Degradation“ für das Probenahmedatum 09.01.2006 und 08.06.2006; Farbgebung der Zustandsklassen gemäß Vorgaben der EG-WRRL

Unterhalb der Einleitung des **SK Neuenhof** zeigt die Nuttmecke ein deutliches Erosionsprofil (s. Bild 35). Das Gewässer zeigt hier jedoch nicht nur eine Tiefenerosion, sondern das Bachbett hat sich aufgeweitet, es haben sich Inseln, Längsbänke, teildurchflossene Flutrinnen und Steilwände gebildet. Im Untersuchungsbereich unterhalb der Einleitungen existieren

zwei mächtige Totholzverkläuserungen, die eine weitere Breitenerosion begünstigen. Die flachen zum Zeitpunkt der Probenahme teilüberströmten Ufer innerhalb des Erosionsprofils sind mit Pestwurz (*Petasites hybridus*) bewachsen. Das Strömungs- und Habitatmuster ist dementsprechend vielfältig. An beiden Probestellen können mit Ausnahme einer Käferart alle in den LUA-Merkbättern genannten Leitarten und Begleiter für diesen Gewässertyp nachgewiesen werden. Die Zusammensetzung der Makrozoobenthosgemeinschaft nach funktionalen Typen und Gilden unterscheidet sich zwischen den beiden Probestellen nicht. Daher werden beide Bereiche nach dem PERLODES-Verfahren bezüglich der „Allgemeinen Degradation“ gleich mit „gut“ bewertet.

Die Einleitung aus dem **SK Kückelheim** erfolgt in einen vorläufig als „erheblich verändert“ (HMWB = heavily modified water body) eingestuften Bereich der Oester. Eine genauere Analyse der Untersuchungsergebnisse ober- und unterhalb des Einleitungsbereiches lässt toxische Belastungen vermuten: Die im Vergleich zu den anderen Probestellen deutlich reduzierte Abundanz in Verbindung mit dem Vorkommen anspruchsvoller Leitarten für den Gewässertyp 5, wie z.B. *Micrasema longulum* (Köcherfliege) und *Epeorus assimilis* (Eintagsfliege), bei gleichzeitigem fast vollständigem Fehlen der Gammariden und Ausfall der Köcherfliegen der Gattung *Sericostoma* ist als Hinweis auf toxische Effekte (z.B. Schwermetalle) zu interpretieren.

Daher wurden ergänzend am 08.06.2006 Sedimentproben der Oester an einer Referenzstelle (oh. Oestertalsperre) sowie an 3 Probestellen im Fließverlauf entnommen (s. Bild 54, Anlage 3).

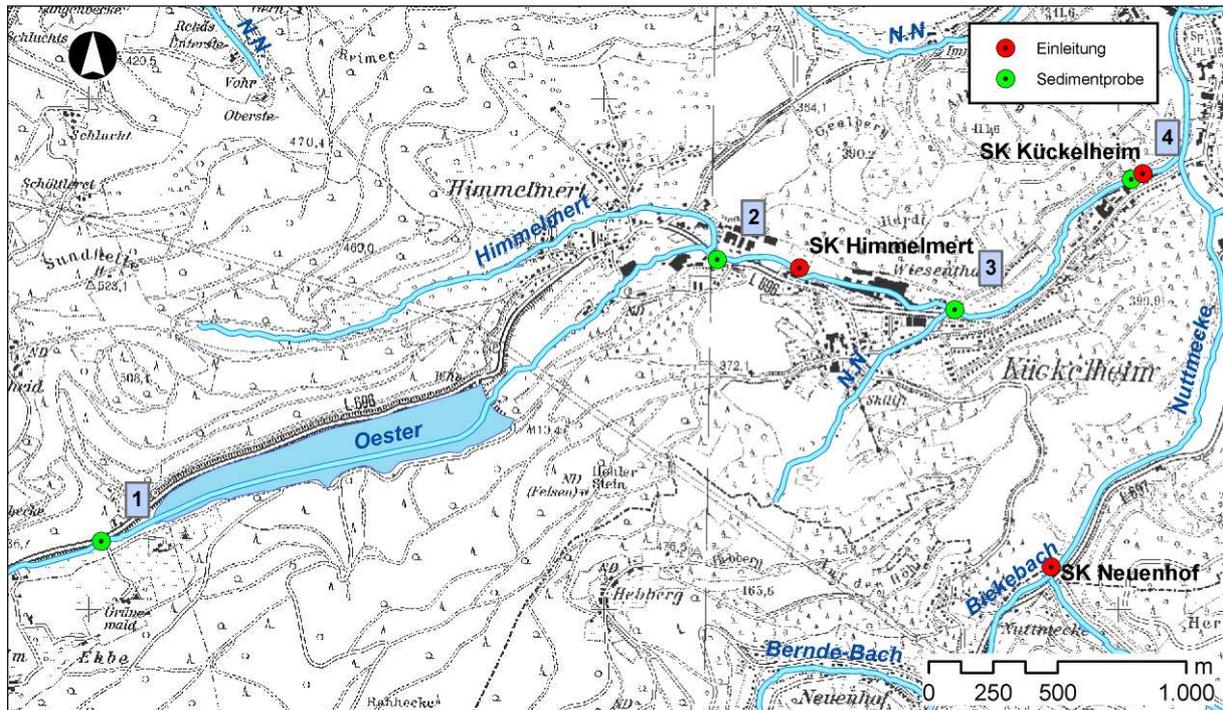


Bild 54: Entnahmestellen für Sedimentproben an der Oester

Das Ergebnis zeigt für 2 Probestellen gegenüber der Referenz deutlich erhöhte Cadmium-Gehalte (s. Bild 55). Eine weitergehende Diskussion der Befunde der Makrozoobenthosuntersuchungen ist daher aufgrund der dominierend wirksamen Schwermetallbelastung nicht sinnvoll.

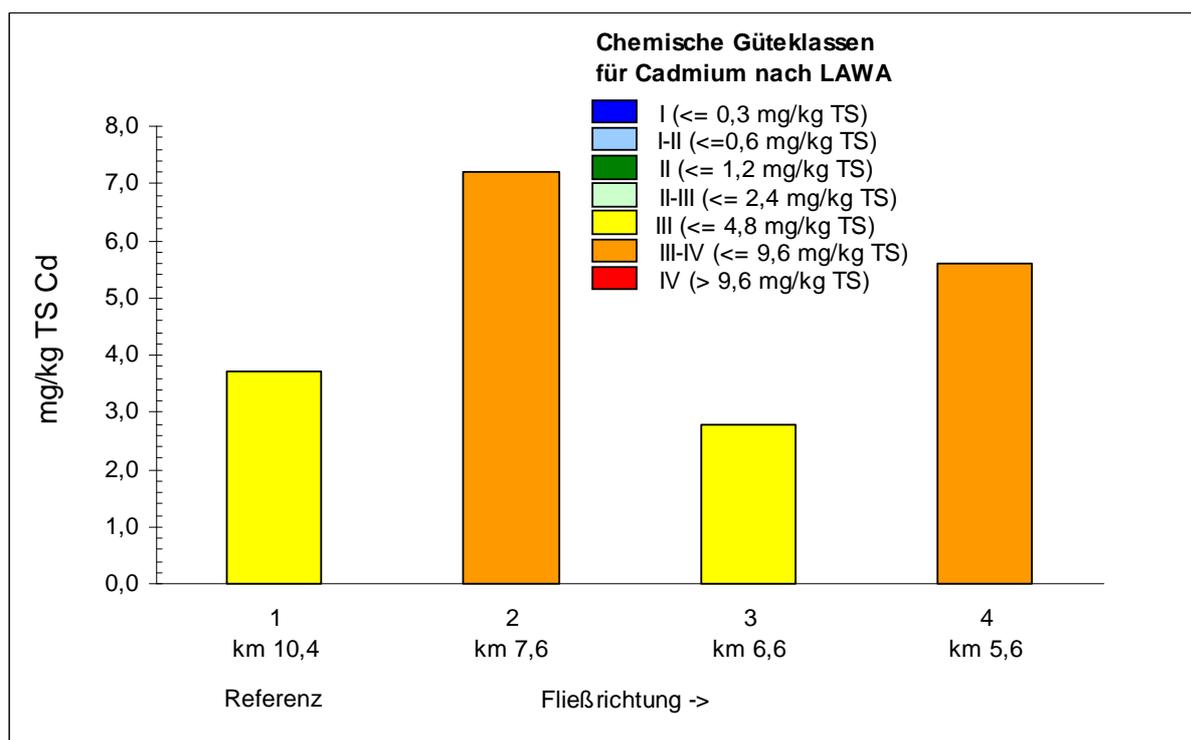


Bild 55: Cadmiumgehalte der Oestersedimente an 4 Probestellen im Fließverlauf (Grenzwerte chemische Gewässergüte nach LAWA 1998)

Auffällig ist bei den Bewertungsergebnissen im Bereich **SK Oestertalstraße**, dass die Probestelle am unteren Ende eines vorläufig als „erheblich verändert“ identifizierten Wasserkörpers liegt. Damit sollte diese Probestelle aufgrund der Strahlwirkung über die hydromorphologischen Bedingungen des oberhalb gelegenen Wasserkörperbereiches integrieren. Da diese Probestelle mit „gut“ bei der Bewertung des ökologischen Zustandes beurteilt wird, sollte die HMWB-Einstufung dieses Wasserkörpers kritisch hinterfragt werden. Da die HMWB-Einstufung 2004 vorläufig erfolgte und der Ausweisungsprozess iterativ vorgenommen werden soll, ist eine Änderung der Einstufung im Sinne der EG-WRRL möglich und auch sinnvoll.

Im Bereich der **KA Plettenberg** spiegelt das Modul „Allgemeine Degradation“ vor allem oberhalb der Einleitung die besonderen Bedingungen unterhalb der Wehranlage wider. Unterhalb der Einleitung ist auch hier trotz der Restwasserproblematik im Juni bezüglich der PERLODES-Bewertung ein guter Zustand festzustellen. Eine genauere Analyse der Untersuchungsergebnisse erfolgt anhand weiterer Metrics im folgenden Abschnitt.

Auswertung weiterer Metrics

Für eine differenziertere Betrachtung der Relevanz hydraulischer Beeinflussung auf das Makrozoobenthos kann die Strömungspräferenz der vorkommenden Arten analysiert werden. Ist ein Gewässer hydraulisch überlastet, so nehmen die strömungsliebenden Arten in

ihren relativen Anteilen auf Kosten der Arten zu, die langsamere Strömungen oder Stillwasserbedingungen bevorzugen und bei erhöhten Strömungsgeschwindigkeiten ausfallen. Ein Vergleich des relativen Anteils rheobionter (auf Strömung angewiesene) und rheophiler (strömungsliebende) Arten kann daher bei einer erheblichen Zunahme unterhalb der Einleitung als Hinweis auf eine hydraulische Belastung interpretiert werden.

Bild 56 zeigt, dass eine deutliche Zunahme des Anteils strömungsliebender Arten nur am 08.06.2006 unterhalb der Einleitung des SK Kückelheim aufgetreten ist. Dieselbe Probe-stelle wies jedoch am 09.01.2006 bei geringer Abnahme der strömungsliebenden Arten in der Bewertung einen „guten ökologischen Zustand“ auf. Dies bedeutet, dass von dieser Einleitung zwar eine gewisse hydraulische Belastung des Gewässers ausgeht, diese aber nicht nachhaltig in ihrer Wirkung ist und trotzdem das Erreichen des „guten ökologischen Zustandes“ ermöglicht. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass der Unterschied bezüglich der strömungsliebenden Arten in der Juni-Beprobung größer ist als in der Januar-Beprobung mit einem generell im Winterhalbjahr höheren Fremdwasseranfall. Dies bedeutet, dass hier der winterlich erhöhte Fremdwasseranteil in der Kanalisation keine Verstärkung der hydraulischen Wirkung der Entlastungsereignisse bewirkt.

Ansonsten bestehen - mit Ausnahme der Einleitungsstelle der KA Plettenberg, siehe weiter unten - nur geringe Unterschiede in den relativen Anteilen ober- und unterhalb der Einleitungsstellen; der Anteil dieser Gilde geht sogar unterhalb der Einleitungen zurück. Daher kann eine signifikante hydraulische Belastung durch die Einleitungen aus den Stauraumkanälen trotz erhöhter Fremdwasserführung ausgeschlossen werden.

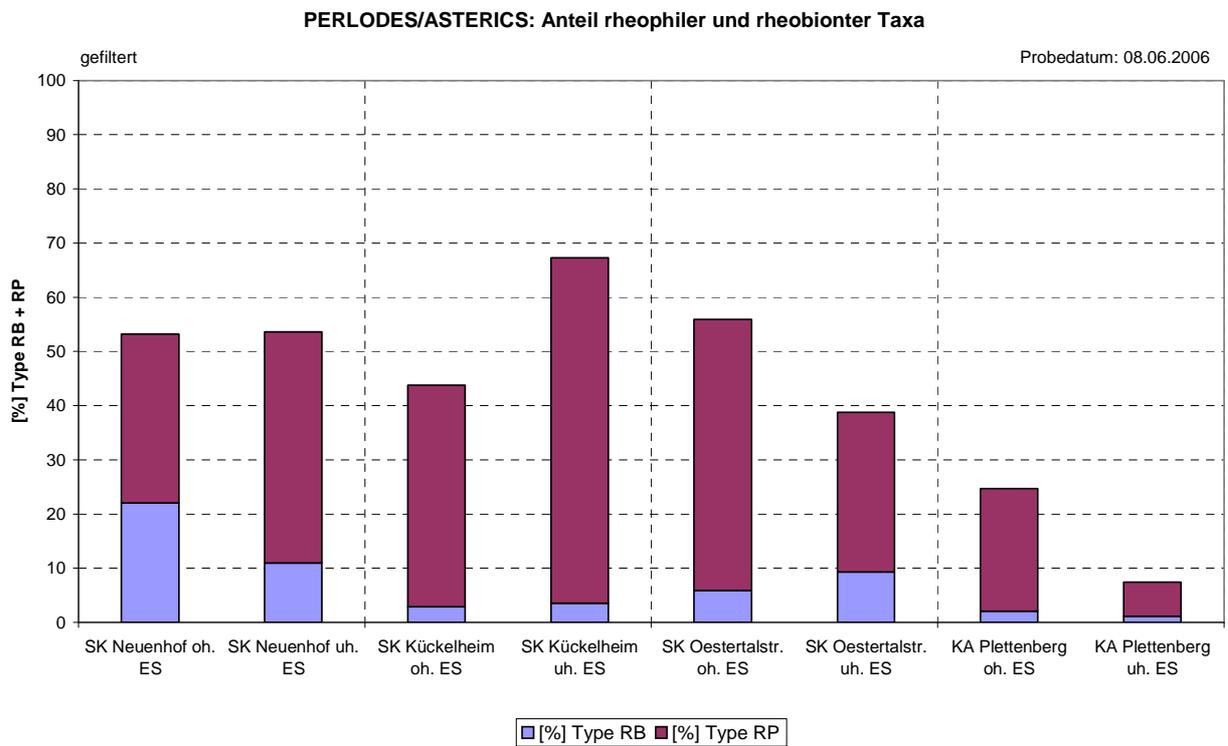
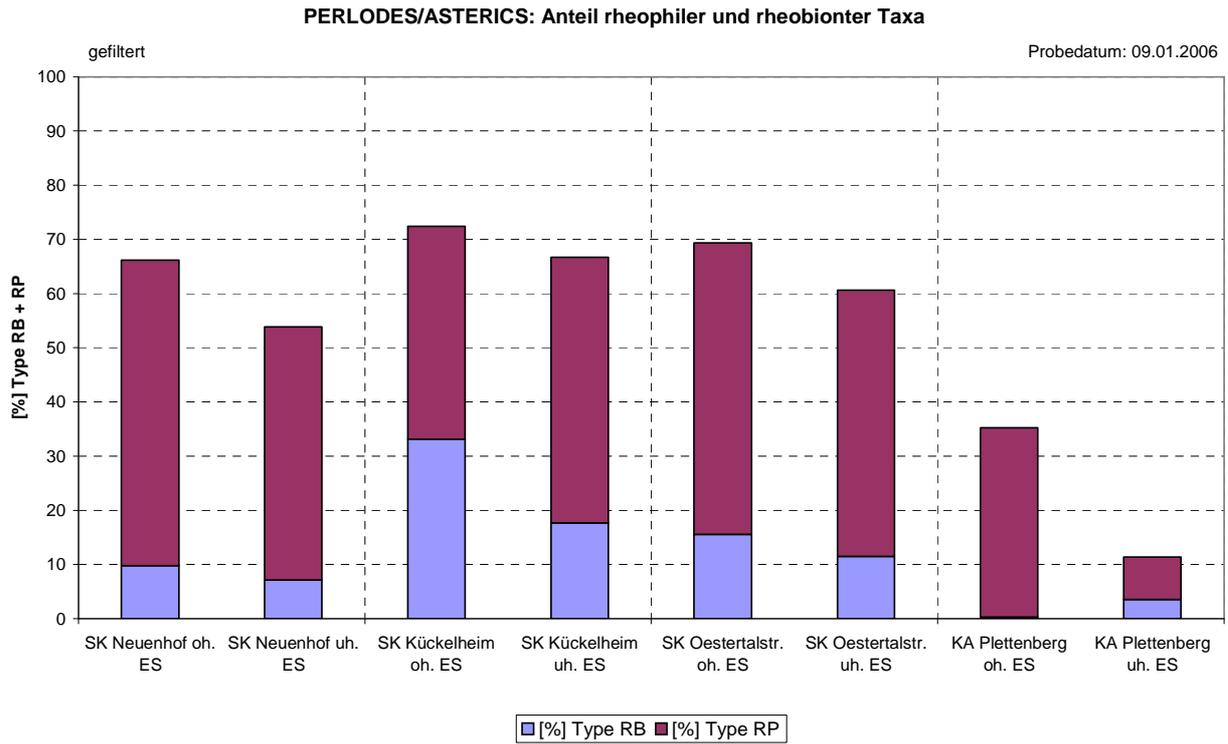


Bild 56: Relativer Anteil der rheobionten (RB, auf Strömung angewiesene) und rheophilen (RP, strömungsliebende) Taxa für das Probedatum 09.01.2006 und 08.06.2006

Auffällig ist der im Vergleich zu den anderen Probestellen deutlich reduzierte Anteil von rheophilen und rheobionten Taxa in der Lenne bei der Probestelle KA Plettenberg (s. Bild 56). Dass dieser Rückgang nicht nur durch den anderen Gewässertyp (Lenne in diesem Bereich = Typ 9.2 „Großer Fluss des Mittelgebirges“) zu begründen ist sondern durch die Strömungssituation der Restwasserstrecke verursacht wird, zeigen Bild 57 und Bild 58.

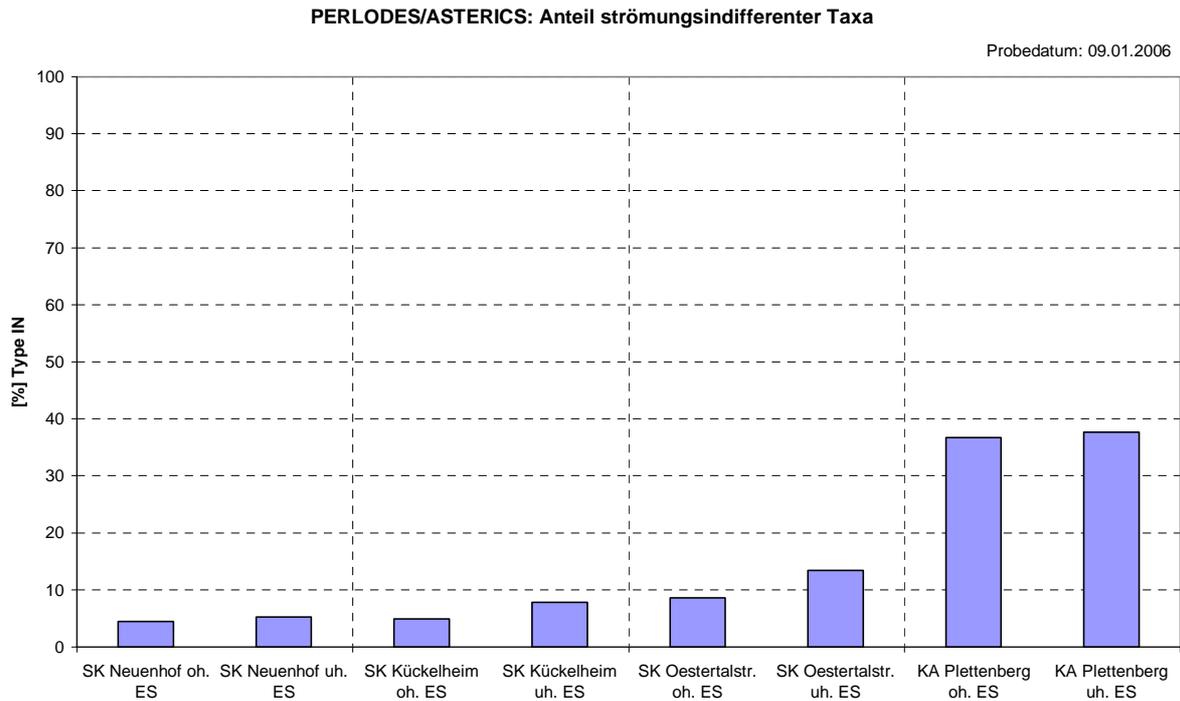


Bild 57: Anteil der in ihrer Strömungspräferenz indifferenten Taxa des Makrozoobenthos für das Probedatum 09.01.2006

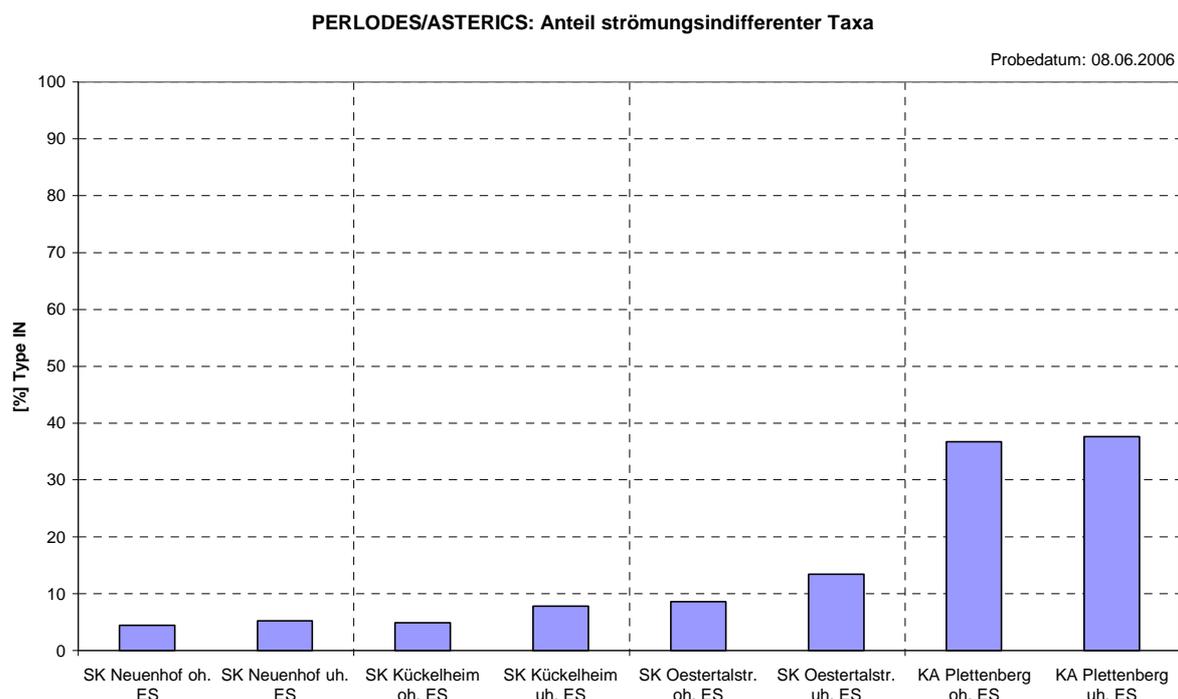


Bild 58: Anteil der in ihrer Strömungspräferenz indifferenten Taxa des Makrozoobenthos für das Probedatum 08.06.2006

Die Restwasserstrecke im Untersuchungsbereich der Lenne ist durch stark schwankende Fließbedingungen charakterisiert. Im Sommer reduziert sich die Fließgeschwindigkeit deutlich durch den stark zurückgehenden Abfluss, in dem Kolk unterhalb des Wehres herrschen dann fast Stillwasserbedingungen. Bei Hochwasser hingegen schießt das Wasser über die Wehrkante und induziert eine Walzenströmung, die auch das Auskolken mit Tiefenerosion in diesem Bereich verursacht hat. Für die in diesem Bereich lebenden Makrozoobenthosarten bedeutet dies, dass sie beide Extrema überstehen müssen, um diesen Bereich dauerhaft besiedeln zu können. Dies ist vor allem unspezialisierten Arten möglich, die sich bezüglich der herrschenden Strömungsbedingungen indifferent verhalten. Diese dominieren mit ca. 40 % die Makrozoobenthosbesiedlung an beiden Probestellen ober- und unterhalb des SK KA Plettenberg.

Fazit

Durch die Makrozoobenthosuntersuchungen nach dem PERLODES-Verfahren ober- und unterhalb von vier ausgewählten Stauraumkanälen mit hohem Fremdwasseranteil konnte gezeigt werden, dass es bei keiner der untersuchten Einleitungsstellen zu einer anhaltenden stofflichen, d.h. saprobiellen, oder einer relevanten hydraulischen Belastung durch die Einleitungen kommt. Dies bestätigt die oben (S. 59f) aufgestellten Hypothesen. An allen Probestellen herrscht zumindest an einem der beiden Untersuchungszeitpunkte unterhalb der Ein-

leitung ein guter ökologischer Zustand. Aus gewässerökologischer Sicht besteht für keine der vier Einleitungen ein Handlungsbedarf.

Eine Gegenüberstellung der Beprobung im Januar mit der Beprobung im Juni erlaubt es, die Effekte winterlicher Mischwasserentlastungen bei generell höherem Fremdwassereinfluss mit sommerlichen Entlastungen bei meist geringerem Fremdwasseranteil zu vergleichen. Bei beiden Probenahmeterminen sind die Auswirkungen der Einleitungen auf den Saprobienindex marginal und zeigen keine Tendenzen im Vergleich zwischen Winter- und Sommer-Beprobung. Dies bestätigt die theoretisch hergeleitete Aussage (S. 59f), dass eine erhöhte Fremdwasserführung nicht zu einer Verschärfung der stofflichen Belastung führt. Der mögliche positive Effekt eines verringerten AFS-Austrags - weil bei Fremdwasserführung der Spülstoß weitgehend ausbleibt - kann anhand der Saprobienindizes nicht belegt werden. Vorliegende chemische Untersuchungen des entlasteten Mischwassers liegen nicht als zeit- oder mengenproportionale Reihen vor, sodass diese Hypothese auch nicht durch direkte Messungen gestützt werden kann.

Für die Gewässer des Gewässertyps 5 (Grobmaterialreicher silikatischer Mittelgebirgsbach) konnte bei der Beprobung im Winter - in der Zeit mit gegenüber dem Sommer deutlich erhöhtem Fremdwasseraufkommen - gezeigt werden, dass ober- wie unterhalb der Einleitungen ein guter ökologischer Zustand herrscht. Da zu diesem Zeitpunkt bei den untersuchten Gewässern dieses Typs zudem der Anteil der strömungsliebenden Taxa nicht ansteigt, sondern – anders als bei der Sommerbeprobung - sogar z.T. deutlich zurückgeht, zeigt dies, dass die erhöhte winterliche Fremdwasserführung im Kanalsystem die hydraulische Situation in den Gewässern durch die Entlastungen nicht verschärft. Dieses Ergebnis bestätigt die aufgrund von Messungen und Bilanzierungen getroffene Aussage, dass der Fremdwasseranteil im entlasteten Mischwasser nur gering ist und somit die hydraulische Situation im Gewässer nicht nennenswert beeinflussen kann.

In der Lenne (Gewässertyp 9.2: Großer Fluss des Mittelgebirges) ist aufgrund der Größe des Einzugsgebietes kein hydraulischer Effekt durch Niederschlagswassereinleitungen zu erwarten. Die Verbesserung des Moduls „Allgemeine Degradation“ unterhalb der Einleitung beruht auf der lokalen hydromorphologischen Situation zu Beginn einer Restwasserstrecke. Auswirkungen der Mischwassereinleitungen sind im Gewässer weder im Winter mit höherem Fremdwassereinfluss noch im Sommer mit geringerem Fremdwasseranteil nachweisbar.

5.5.3 Resümee

Zusammenfassend ergibt sich, dass die gewässerökologischen Untersuchungen die Hypothese bestätigen, dass auch ein relativ hoher Fremdwasserabfluss im Kanalsystem weder im

Winter noch im Sommer zumindest im Mittelgebirge eine relevante Verschärfung der gewässerökologischen Effekte auf die aquatische Wirbellosenfauna verursacht. Weiter bestätigen die Perloides-Untersuchungen das Ergebnis des vereinfachten Verfahrens nach BWK-M3 [3], dass keine relevanten hydraulischen Belastungen im Zusammenhang mit den Niederschlagswassereinleitungen zu besorgen sind.

6. Simulationsrechnungen zur Optimierung der Siedlungsentwässerung

6.1 Abflussmodell im Rahmen der Schmutzfrachtberechnung, Aufbau und Kalibrierung

6.1.1 Vorhandenes Modell

Die gültige Schmutzfrachtberechnung (SFB) für das Einzugsgebiet der KA Plettenberg datiert aus dem Jahr 1996. Innerhalb dieser Berechnung wurden modelltechnisch eher konservative Annahmen bezüglich der Grundlagendaten und des Abflusssystems getroffen.

Die Gebietskenngrößen des Entwässerungsnetzes stellen sich folgendermaßen dar:

Einzugsgebiet

Flächen Mischgebiet	$A_{E,k,misch}$	=	917,9 ha	$A_{E,b,misch}$	=	299,7 ha
Flächen Trenngebiet	$A_{E,k,trenn}$	=	518,3 ha	$A_{E,b,trenn}$	=	169,2 ha
Gesamteinzugsgebiet	$A_{E,k}$	=	1.436,2 ha	$A_{E,b}$	=	468,9 ha
mittlerer Befestigungsgrad	ψ	=	32,7 %			

Abflüsse

häuslicher SW-Abfluss	$Q_{h,aM}$	=	44 l/s		
gewerblicher SW-Abfluss	$Q_{g,aM}$	=	5 l/s		
Fremdwasserabfluss	$Q_{f,aM}$	=	153 l/s	q_f	= 0,32 l/(s · ha)
Trockenwetterabfluss	$Q_{t,aM}$	=	202 l/s		
Kläranlagenabfluss	Q_M	=	345 l/s	q_r	= 0,30 l/(s · ha)

Bei der Bemessung der Bauwerke zur Niederschlagswasserbehandlung wurde darüber hinaus eine deutliche Fremdwasserreduzierung auf 66 l/s zugrunde gelegt.

Für eine sichere Abschätzung von Maßnahmen zur Reduzierung der Mischwasseremissionen ist es jedoch erforderlich, das Abflussmodell möglichst realitätsnah abzubilden. Dies bedingt neben der weiteren Detaillierung des Systems auch ein Kalibrieren der Fremd- und Regenwasserabflüsse anhand der Messdaten.

6.1.2 Modelldetaillierung

Die Detaillierung des Modells bezieht sich auf einzelne Systemelemente des Modells, die bislang nur vereinfacht abgebildet wurden. Dies betrifft insbesondere die Speicherbauwerke und verbindenden Leitungen. Anstelle der festen Drosselabflüsse an den Sonderbauwerken wurden die im Rahmen von Drosselmessungen erhobenen Drosselkennlinien (s. Bild 59) implementiert. Dies beeinflusst das Füll- und Entleerungsverhalten der Speicherbauwerke.

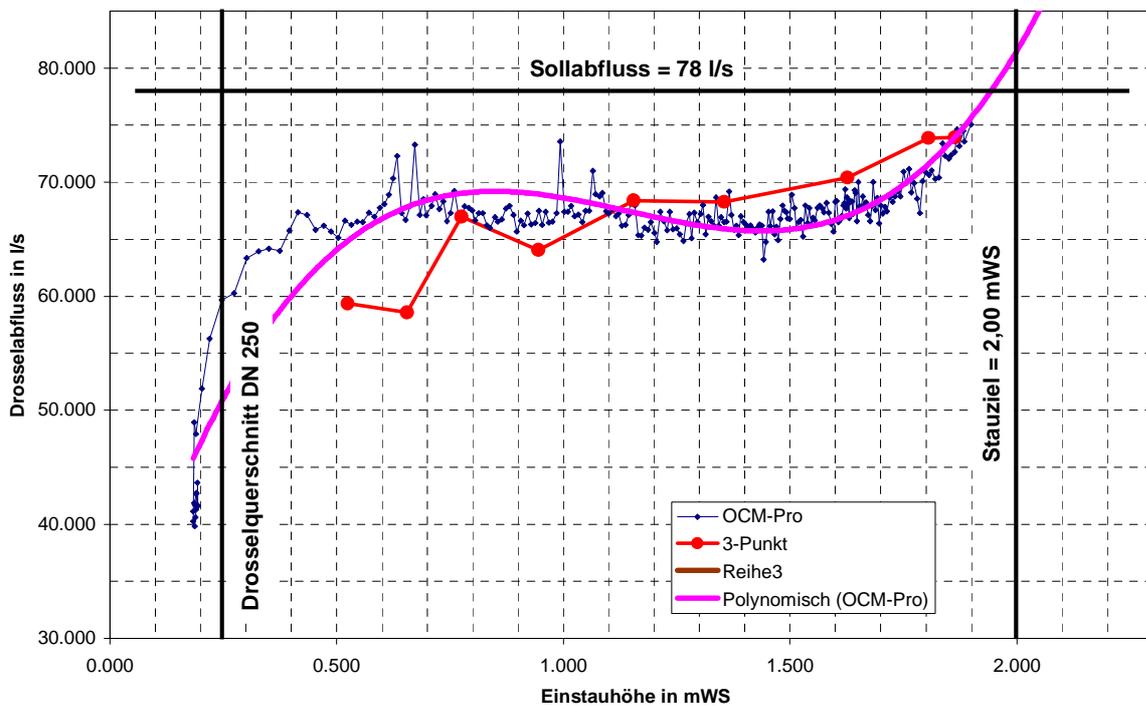


Bild 59: Drosselkennlinie des SK Oestertalstraße

Die verbindenden Leitungen wurden bislang durch Vorgabe einer festen Fließzeit als reines Translationselement berücksichtigt. Durch die Übernahme der Geometriedaten aus dem digitalen Kanalkataster erfolgt nun eine Wellenablaufberechnung nach Kalinin-Miljukov, sodass auch die Retentionswirkung (Dämpfung) der Welle berücksichtigt wird. Dies hat vor allem im Bereich der flachen und großen Sammler eine nicht zu vernachlässigende Auswirkung der berechneten Abflusswellen.

6.1.3 Modellkalibrierung

Die Modellkalibrierung beinhaltet insbesondere das Aneichen der berechneten Abflusswellen an die gemessenen. Dies betrifft zunächst die gemessenen Spritzenabflüsse, für die geeignete Abflussbeiwerte in den Teilbereichen gefunden werden müssen. In einem zweiten Schritt folgt die realitätsnahe Abbildung der Fremdwasserabflüsse, insbesondere das Nachbilden der teils lang anhaltenden Fremdwassernachläufe in den Wintermonaten.

Bestimmung der Abflussbeiwerte

Der erste Vergleich der berechneten mit den gemessenen Abflusswellen zeigte, dass die modellierten Abflussspitzen generell weit über den Messwerten lagen. Der Grund für diese Fehleinschätzung liegt ursächlich in einem bislang unberücksichtigten Abflussbeiwert. In der bisherigen Schmutzfrachtberechnung wurde davon ausgegangen, dass der gesamte auf befestigten Flächen gefallene Niederschlag zum Abflussgeschehen beiträgt ($A_{E,b} = A_u$). Dieser Ansatz wurde aufgrund fehlender Kenntnisse bislang in allen Schmutzfrachtberechnungen des Ruhrverbandes gewählt und liefert als Ergebnis höhere Bauwerksvolumen und somit eine zusätzliche Sicherheit im Hinblick auf die Niederschlagswasserbehandlung. Durch die intensive Abflussmessung innerhalb der Kanalisation ist es nunmehr möglich, die Abflusswirksamkeit der befestigten Flächen genauer zu bestimmen.

Die Ermittlung der Abflussbeiwerte erfolgt vorrangig an ausgewählten Starkregenereignissen in den Sommermonaten. Durch diese Vorgehensweise ist sichergestellt, dass die Einflüsse aus Schneefall und Fremdwasser auf die Abflusswelle nur gering sind. Des Weiteren sind auch Niederschlagsabflüsse von unbefestigten Flächen in der Abflusswelle enthalten, die möglicherweise bei Starkniederschlägen in das Kanalnetz eingeleitet werden. Für die Niederschlagsbelastung wurden die Daten des nächstgelegenen Regenschreibers genutzt (s. Bild 60).

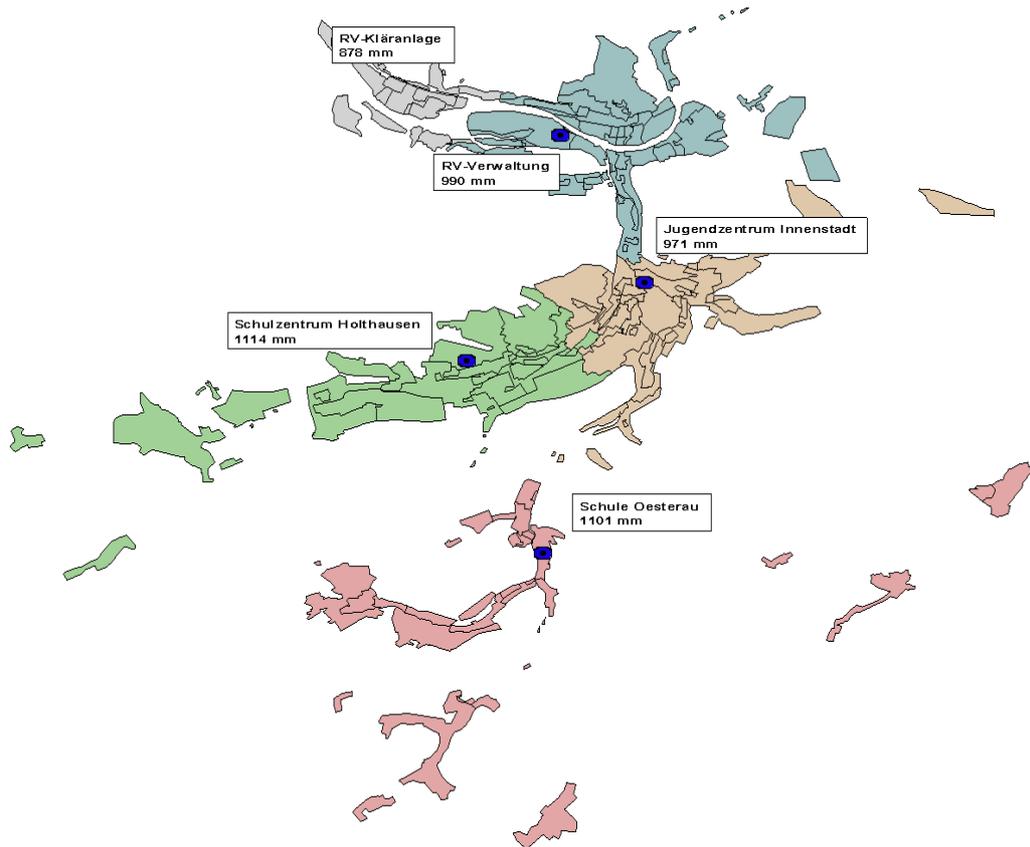


Bild 60: Zuordnung der Niederschlagsstationen zu den Entwässerungsgebieten im Einzugsgebiet

In zahlreichen Berechnungsläufen wurde unter Anpassung der Abflussbeiwerte eine möglichst hohe Übereinstimmung der Abflussspitzen an die gemessenen Abflusswellen erzielt. Die Übersicht der gefundenen Abflussbeiwerte in Bild 61 zeigt, dass die abflusswirksamen Flächen bislang stark überschätzt wurden. Im Mittel über das Gesamtgebiet liegt der Abflussbeiwert bei $\Psi = 0,56$, wobei in den Außenbereichen mit einer sehr offenen Bebauung auch Werte von $\Psi < 0,50$ gefunden wurden.

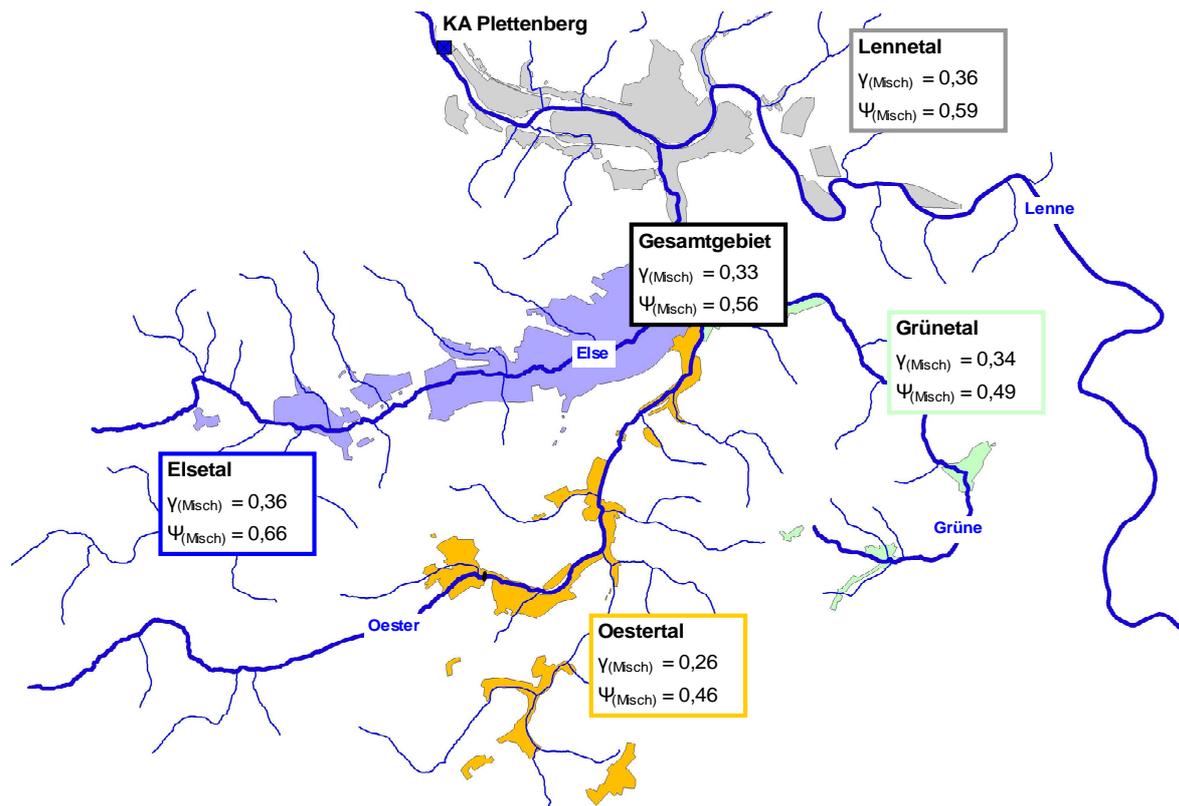


Bild 61: Kalibrierte Abflussbeiwerte in den Teilbereichen des Untersuchungsgebietes

Nachbildung des Fremdwasserabflusses

Wie bereits unter 4.2.3.1 beschrieben, setzt sich der Fremdwasserabfluss aus zwei Anteilen zusammen. Der Basisanteil beschreibt einen Fremdwasserabfluss, der ständig gemessen wird und im Jahresverlauf hinsichtlich der Menge schwankt. Dieser in erster Linie grundwasserabhängige Anteil infiltriert fortwährend über Undichtigkeiten in das Kanalnetz. Die Herleitung dieses Anteils erfolgte nach der Methode des 21-d gleitenden Minimums. Der zweite Fremdwasseranteil beschreibt einen Abfluss, der in seiner Menge und in seinem Auftreten überwiegend niederschlagsabhängig ist und darüber hinaus ebenfalls einem Jahresgang unterliegt. Dieser Anteil beschreibt einen Fremdwasserabfluss, der insbesondere während und nach Niederschlagsereignissen über Dränagen, Bacheinläufe und Undichtigkeiten in das Kanalnetz eintritt, jedoch in seiner Höhe nach Niederschlagsende kontinuierlich abnimmt (Nachlauf). Die Modellierung eines solchen Fremdwasseranteils war mit den bislang zur Verfügung stehenden Berechnungsmodellen nicht möglich. Der Fremdwasserabfluss wird gewöhnlich als Spende für eine abflusswirksame Fläche berücksichtigt, der über Monatsfaktoren eine Varianz im Jahresverlauf erhält. Die Berechnung des Fremdwassernachlaufes wäre nur mit Hilfe eines Grundwassermodells unter Abschätzung des Schadens- und Infiltrationspotenzials des Kanalnetzes möglich. Diese Vorgehensweise würde den Umfang eines hydrologischen Abflussmodells jedoch bei weitem übersteigen. Der Ruhrverband nutzt

seit 1993 zur Simulation der Mischwasserentlastungen das hydrologische Schmutzfrachtmodell MOMENT. Die hierin zur Verfügung stehenden Modellparameter reichen jedoch nicht aus, den Abfluss in stark fremdwasserbehafteten Einzugsgebieten mit hohen niederschlagsabhängigen Nachläufen realitätsnah abzubilden. Aus diesem Grund wurde mit den Modellentwicklern ein Baustein erarbeitet, der auch in solchen Netzen die entlastete Schmutzfracht hinreichend genau berechnet. Die Grundlage hierfür bildet ein virtueller Bodenspeicher, der seinen Inhalt verzögert dem Abflussmodell zuführt. Die Beaufschlagung des Speichers erfolgt niederschlagsabhängig von durchlässigen Flächen. Während bisher nur ein geringer Teil des Gesamtniederschlags auf durchlässige Flächen als „Direktzufluss“ dem Kanalisationsnetz zugeführt wurde, blieb der restliche Niederschlag als Infiltration in den Untergrund für das Abflussgeschehen unwirksam. Durch den zusätzlichen Modellbaustein ist es nun möglich, einen Teil dieser Infiltration als Füllung des Bodenspeichers zu nutzen (s. Bild 62).

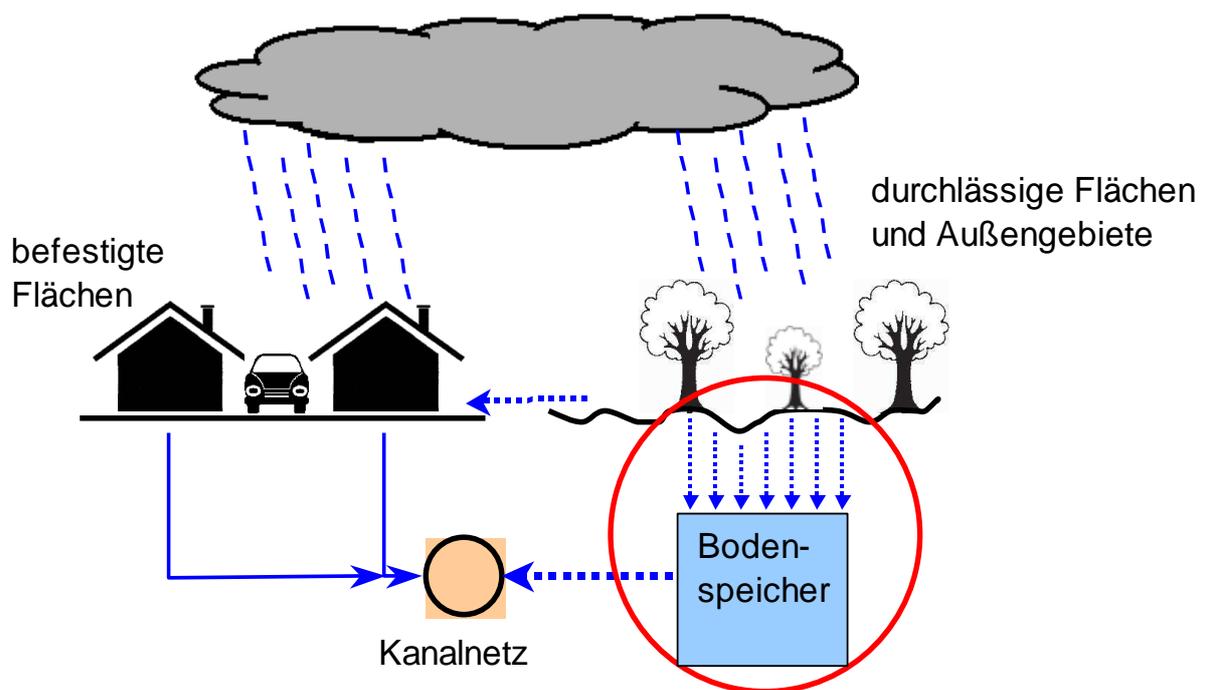


Bild 62: Abflussbildung für Fremdwassernachlauf

Modelltechnisch erfolgt diese über eine 2-stufige Speicherkaskade, wobei die Retentionskonstante als Maß für die Abflussverzögerung vom Anwender frei wählbar ist. Die jahreszeitlichen Schwankungen, die für den Basisabfluss gelten, finden gleichfalls Anwendung bei der Abflussbildung des Fremdwassernachlaufes. Die Größe der angeschlossenen Fläche sowie die Abflussverzögerung bilden die Kalibrierungsparameter für die Angleichung der berech-

neten Fremdwassernachläufe an die Messung. In Bild 63 und Bild 64 ist die Wirkung des Modellbausteins für jeweils ein Sommer- und Winterereignis dargestellt.

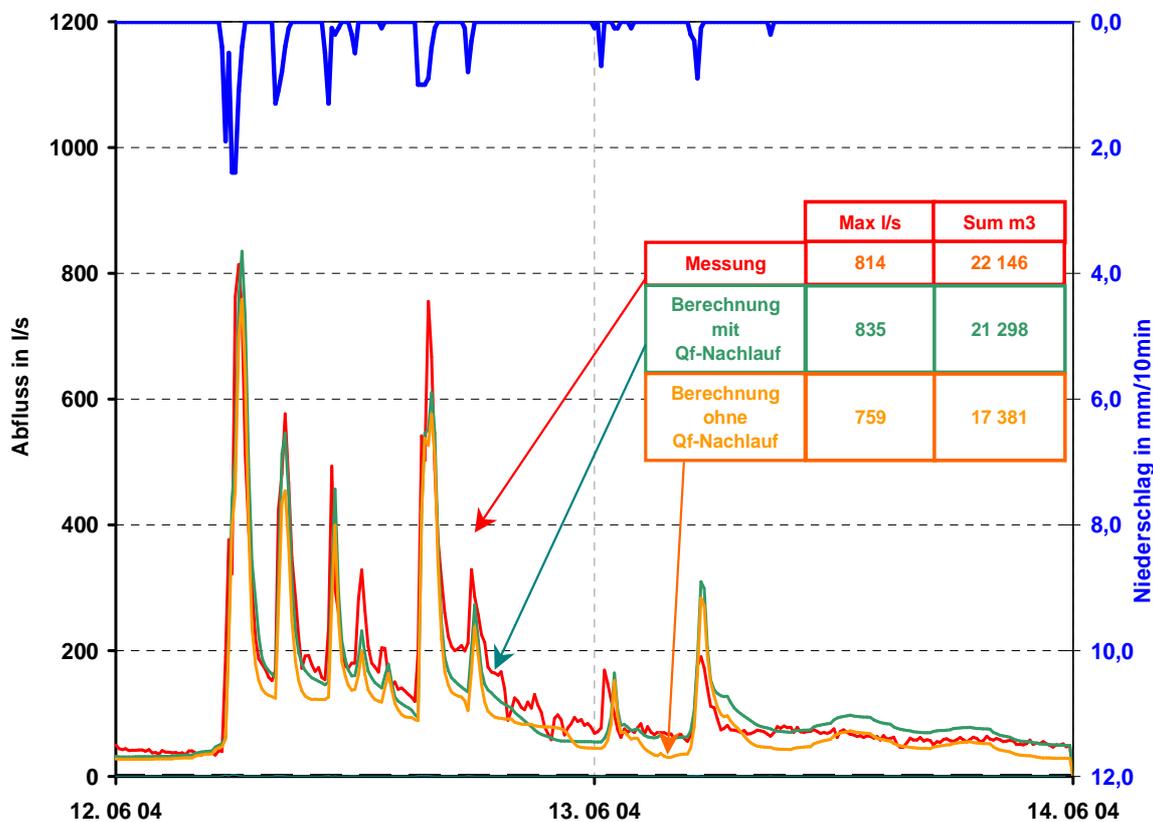


Bild 63: Fremdwassernachlauf bei einem Sommerereignis

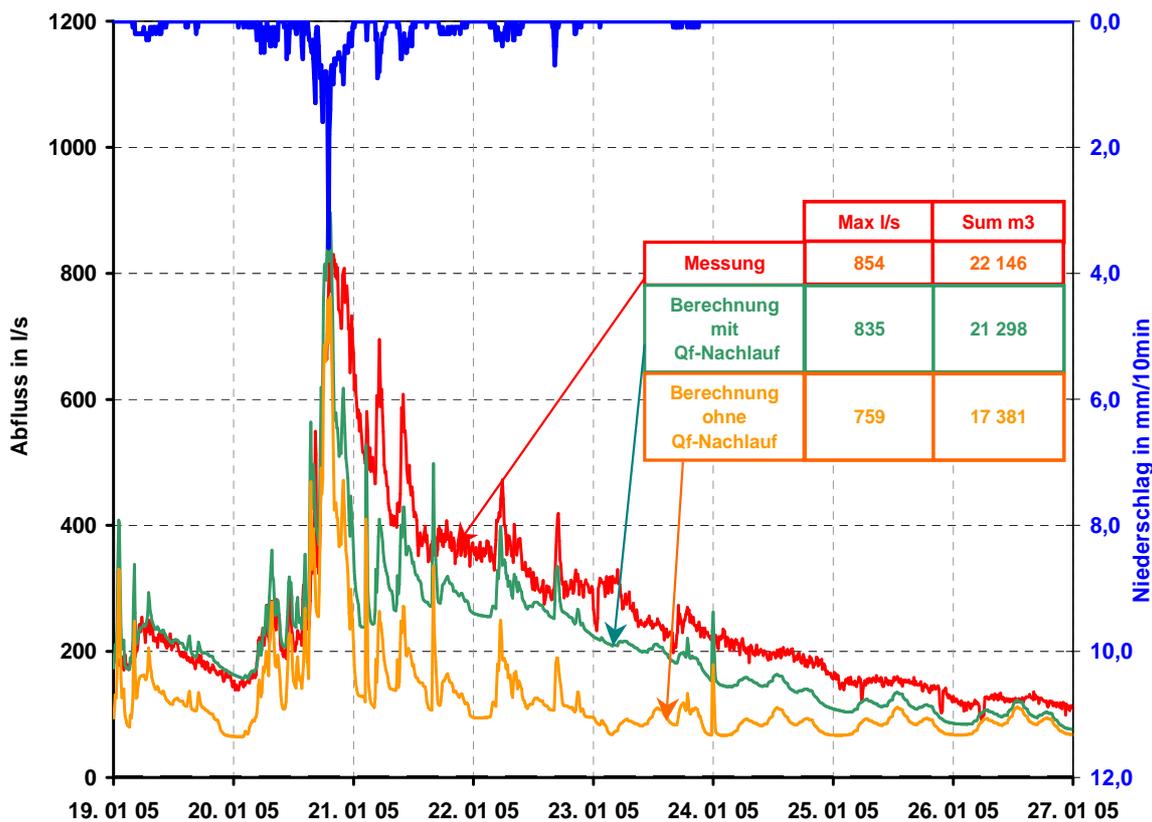


Bild 64: Fremdwassernachlauf bei einem Winterereignis

Dargestellt sind jeweils die gemessenen (rot) sowie die berechneten Abflusswellen (grün; orange). Während bei dem Sommerereignis der berechnete Abfluss nur unwesentlich durch den Fremdwassernachlauf ansteigt, liefert der Modellbaustein bei Winterereignissen einen deutlichen Anstieg der Abflusswelle, die sich dem real gemessenen Abfluss erheblich stärker angleicht. Dies spiegelt sich insbesondere auch in der bilanzierten Abflussmenge wider. Die Kalibrierung der Fremdwassernachläufe erfordert einen extrem hohen Berechnungsaufwand, liefert im Ergebnis jedoch eine hervorragende Annäherung an das tatsächliche Abflussgeschehen. Andererseits wird aber auch deutlich, dass die bislang genutzten Modellansätze kaum in der Lage waren, die Fremdwassergeschehen in solchen Netzen zufriedenstellend nachzubilden.

6.1.4 Ergebnisse der Kalibrierung

Aufgrund der umfangreichen Modellanpassungen und -kalibrierungen hinsichtlich der Abflusswirksamkeit der befestigten Flächen und insbesondere des Fremdwassernachlaufes ist es nun möglich, sowohl das Abflussgeschehen wie auch das tatsächliche Nutzungsverhalten der Niederschlagswasserbehandlungsanlagen realitätsnah abzubilden. Die Darstellung der Entlastungsdauern für das kalibrierte und nicht kalibrierte Modell im Vergleich zu den ge-

messenen, dokumentiert die Wirksamkeit der Modellanpassungen. Die Darstellung in Bild 65 verdeutlicht darüber hinaus die bisherigen Modelleinschränkungen beim Einsatz in stark fremdwasserbehafteten Einzugsgebieten sowie das große Optimierungspotenzial in Bezug auf die Mischwasseremissionen.

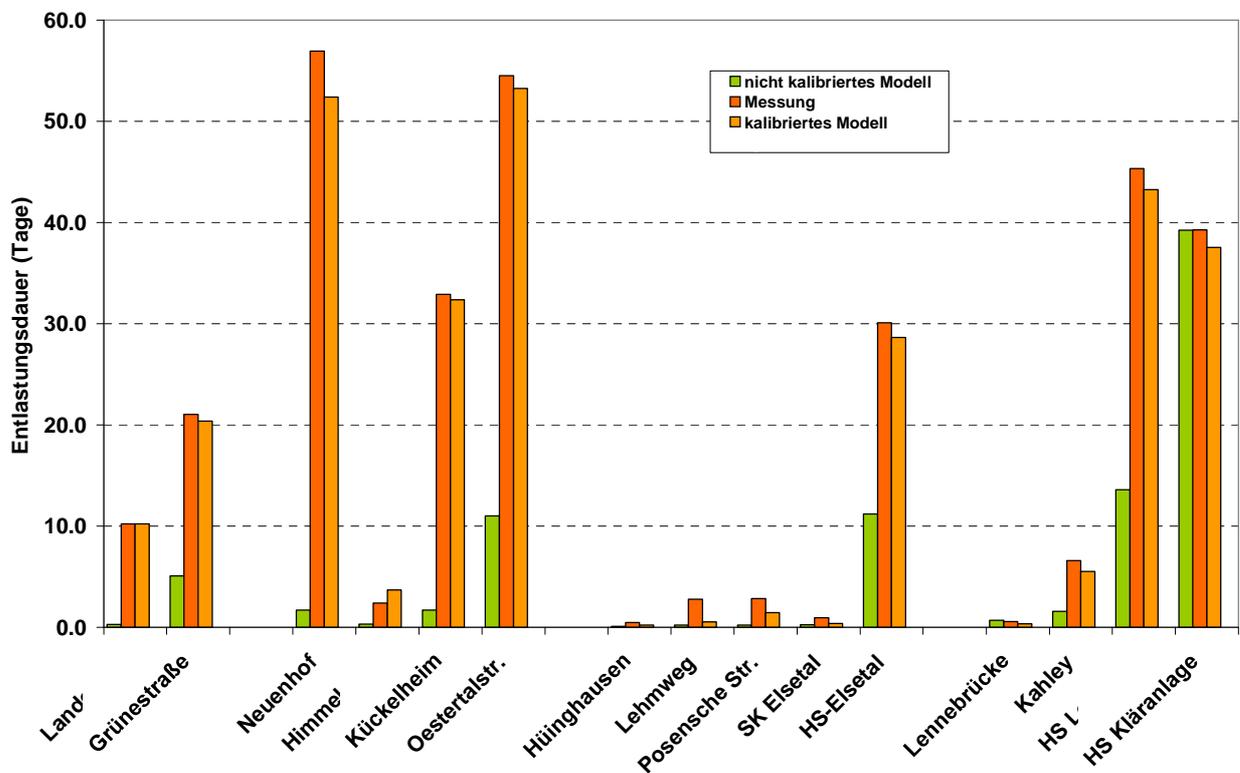


Bild 65: Auswirkung der Modellkalibrierung im Hinblick auf die Entlastungsdauern der Niederschlagswasserbehandlung

6.2 Aufbau und Kalibrierung eines Simulationsmodells für die Kläranlage

Zur weiteren Abschätzung der Schmutzfrachtemissionen in die Gewässer wurde zusätzlich zur Kalibrierung des Simulationsmodells für die Kanalisation auch die Kläranlage modelltechnisch abgebildet, das Modell kalibriert und mit Hilfe dieses kalibrierten Modells Simulationsrechnungen für verschiedene Betrachtungsfälle durchgeführt. Hierbei ging es im Wesentlichen um die Frage, in welchem Maße ein erhöhter Mischwasserzufluss auf der Kläranlage, der als eine Option zur Verbesserung der Gesamtemission im Bereich der Niederschlagswasserbehandlung betrachtet wird, zu erhöhten Schmutzfrachtausträgen bei der Kläranlage führt.

In Anbetracht der begrenzten hydraulischen Leistungsfähigkeit der KA Plettenberg erscheinen eine direkte Übernahme eines erhöhten Mischwasserzuflusses und eine vollständige biologische Behandlung im Belebungsbecken mit anschließender Nachklärung nicht zielführend

zu sein, da die Nachklärung im Hinblick auf ihre Schlammvolumenbelastung bereits heute im Mischwasserfall den durch das ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 131 vorgegebenen Grenzwert erreicht. Daher wurde zur erhöhten Mischwasserbehandlung auf der KA Plettenberg ein alternatives Konzept entwickelt, das vorsieht, dass der über den bisherigen Mischwasserzufluss in Höhe von $Q_M = 350$ l/s hinausgehende Anteil nicht mehr vollständig biologisch behandelt wird, sondern an Vorklärung und Belebung vorbei direkt der Nachklärung zugeführt wird. Diese sogenannte Bypassstrategie wurde erfolgreich auch in einem Forschungs- und Entwicklungsvorhaben der TU Wien und der TU Dresden umfassend untersucht und großtechnisch erprobt [18].

Der besondere Vorteil einer solchen Bypassstrategie ist es, die üblicherweise im Bereich der Nachklärung noch vorhandene hydraulische Reservekapazität zu nutzen, ohne dabei der Nachklärung weiteren Schlamm zuzuführen. In der Regel werden Nachklärbecken, die nach den Vorgaben der A 131 bemessen sind, nämlich auf die zulässige Schlammvolumenbeschickung, die für horizontal durchströmte Becken bei $q_{SV} = 500$ l/(m² · h) liegt, bemessen. Bei Annahme üblicher Werte für Schlammvolumenindex und Rücklaufschlammverhältnis ergibt sich in vielen Fällen eine hydraulische Oberflächenbeschickung, die deutlich unter dem zulässigen Grenzwert für horizontal durchströmte Becken in Höhe von $q_A = 1,6$ m/h liegt. Üblich sind bei derart bemessenen Becken Oberflächenbeschickungen in einer Größe von etwa $q_A = 1,2$ m/h. Dies bedeutet, dass ohne Verletzung der Bemessungsrichtlinien der A 131 derart ausgelegte Nachklärbecken theoretisch hydraulisch deutlich höher belastet werden könnten, sofern es bei diesem Volumenstrom nicht zu einem zusätzlichen Eintrag von Feststoffen (belebter Schlamm) kommt, der gleichzeitig auch Auswirkungen auf die Schlammvolumenbeschickung hätte. Diese bemessungsbedingte unterschiedliche Ausschöpfung der Auslegungsgrenzwerte macht sich nun die Bypassstrategie zu Nutze, indem ein weitgehend feststofffreier Volumenstrom dem Ablauf des Sandfanges entnommen und direkt unter Umgehung von Vorklär- und Belebungsbecken der Nachklärung zugeleitet wird. Hierbei kommt es dann lediglich zu einer Erhöhung der Oberflächenbeschickung, nicht jedoch zu einer nennenswerten Erhöhung der Schlammvolumenbeschickung.

Diese Betriebsweise ist allerdings deutlich zu unterscheiden von der früher gebräuchlichen Vorbehandlung von Mischwasser in Rechen, Sandfang und Vorklärung mit anschließender Einleitung des Vorklärbeckenablaufes in das Gewässer, da im Nachklärbecken das in erhöhtem Umfang zu übernehmende Mischwasser deutlich weitergehenden Eliminationsmechanismen ausgesetzt ist, als sie üblicherweise in Vorklärbecken bzw. in Regenüberlaufbecken festzustellen sind. Neben einem weitgehenden Rückhalt von Feststoffen in der Nachklärung erfolgt in dem Mischwasserstrom auch eine zusätzliche Elimination von gelösten Stoffen mittels Adsorption und biologischem Abbau. Hierbei wird ein nicht unerheblicher Teil

des gelösten CSB adsorptiv an die Belebtschlammatrix gebunden und führt über die Feststoffentnahme hinaus zu einer überproportionalen CSB-Elimination in dem Bypassstrom, der auf der KA Wulka-Prodersdorf in Österreich bei einem Bypassstrom in Höhe von 30 % des Mischwasserzuflusses eine 92 %-ige Gesamt-CSB-Elimination erreichte. Durch Adsorptions- und Abbauvorgänge innerhalb der Nachklärung wurden unter den Betriebsbedingungen dieser Anlage zusätzlich 88 % des im Bypass enthaltenen Stickstoffs eliminiert, der Rückhalt an abfiltrierbaren Stoffen aus dem Bypass lag bei 98 % [18]. Zusammenfassend lässt sich aus der Studie ableiten, dass angesichts der starken Verdünnung des Bypassstromes die beobachteten Eliminationsraten denen einer konventionellen biologischen Reinigung näherungsweise entsprechen [18]. Insofern erscheint die Bypassführung auf der KA Plettenberg für einen zusätzlichen Mischwasserstrom, der über die bisherige Behandlungskapazität von $Q_M = 350 \text{ l/s}$ hinausgeht, durchaus Erfolg versprechend.

Zur Abschätzung, mit welchen Stoffemissionen in diesem Betriebsfall zu rechnen ist, wurde ein vereinfachtes mathematisches Modell für diesen Bypassstrom zusätzlich in die sonstige Modellabbildung der Kläranlage integriert. Bereits an dieser Stelle ist wichtig, darauf hinzuweisen, dass angesichts derzeit noch unzureichender wissenschaftlicher Grundlagen zur Abbildung der Adsorptionsvorgänge in der Nachklärung dieser Eliminationsmechanismus noch nicht berücksichtigt wurde, sodass die im Folgenden zu präsentierenden Ergebnisse eine auf der sicheren Seite liegende Abschätzung der max. zu erwartenden Stoffemissionen darstellen dürfte. Im praktischen Betrieb werden diese vermutlich deutlich geringer ausfallen.

6.2.1 Modellgrundlagen

Das Fließschema der KA Plettenberg ist in Bild 66 dargestellt. Die Kläranlage besteht in ihrem derzeitigen Ausbau aus einer mechanisch-biologischen Abwasserreinigung mittels Rechen, Langsandfang, Vorklär-, Belebungs- und Nachklärbecken sowie drei nachgeschalteten Schönungsteichen. Die Stickstoffelimination erfolgt auf der Anlage mit Hilfe einer vorgeschalteten Denitrifikation, der zur Erhöhung der Denitrifikationsleistung zusätzlich externe Kohlenstoffquellen zugegeben werden. Weiterhin wurde zwischenzeitlich eine Vorklärbeckenstraße zur Rücklaufschlammdenitrifikation umgebaut, sodass eine weitere Erhöhung der Denitrifikationskapazität der Anlage erreicht werden konnte.

Die zugehörigen Volumina und Oberflächen der einzelnen Verfahrensstufen der Kläranlage können dem Bild 66 entnommen werden.

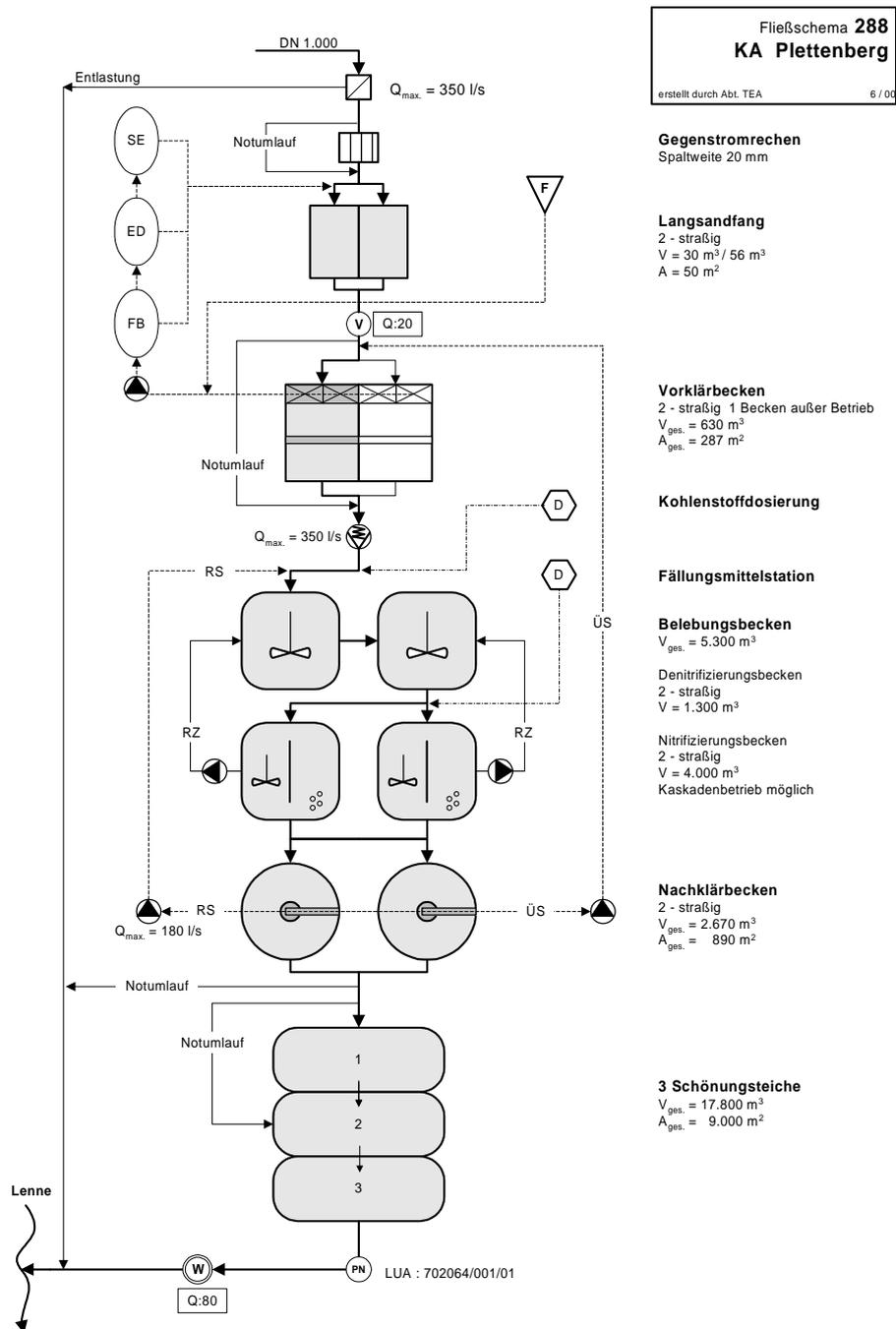


Bild 66: Fließschema der KA Plettenberg

Die modelltechnische Abbildung der KA Plettenberg erfolgte unter Verwendung des Modellpaketes SIMBA und ist in Bild 67 in Form eines Blockschaltbildes dargestellt. Ohne auf die Einzelheiten der modelltechnischen Abbildung der Kläranlage einzugehen, erscheint der Hinweis wichtig, dass alle relevanten verfahrenstechnischen Prozesse, wie Zugabe externer Kohlenstoffquellen, Zugabe von Schlammwasser sowie die Belüftung der Belebung, modelltechnisch umgesetzt wurden. Die biologischen Abbauprozesse der biologischen Abwasserreinigung wurden mit Hilfe des „Activated Sludge Model No. 1“ der IWA [9] abgebildet.

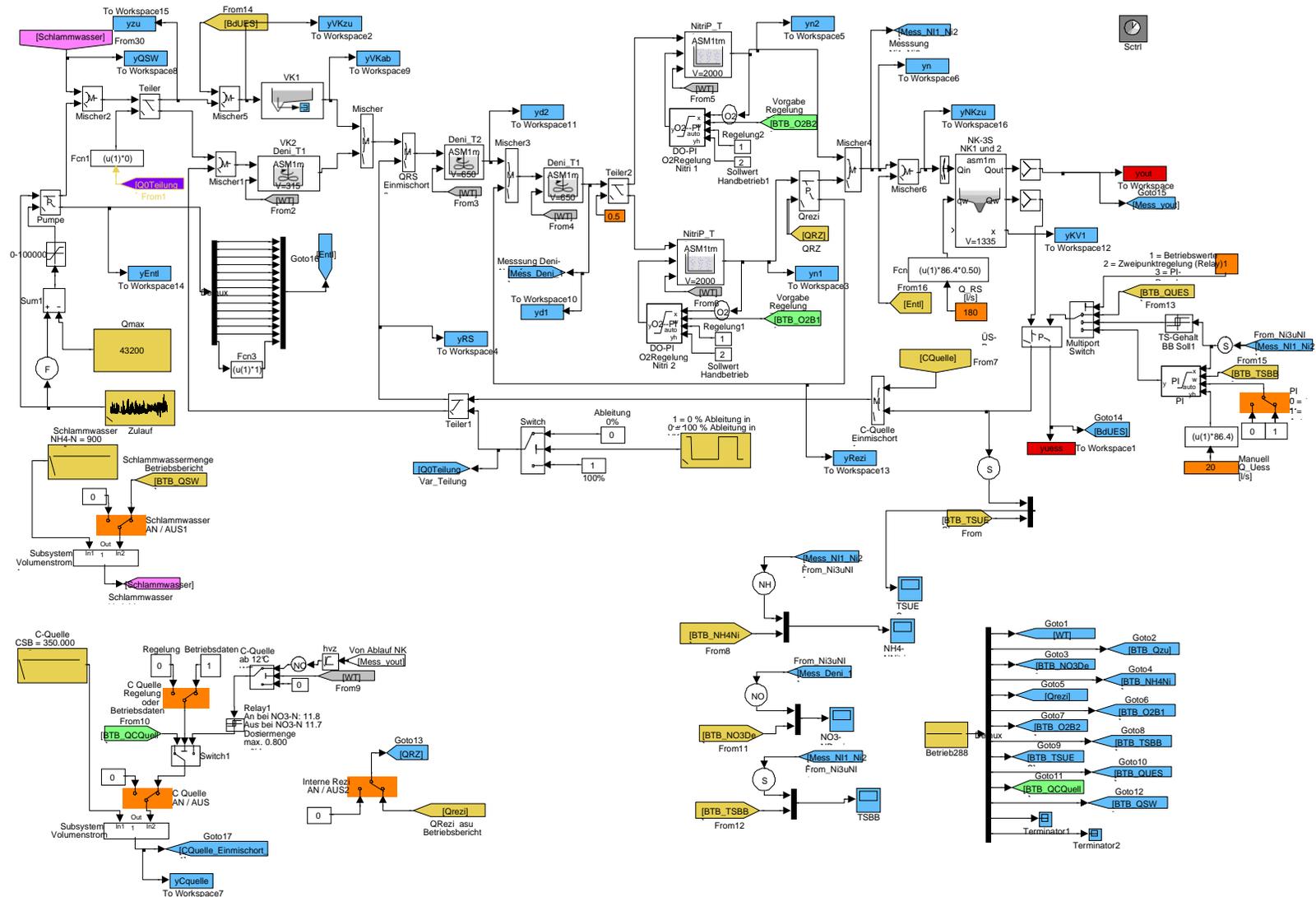


Bild 67: Modellabbildung der KA Plettenberg in SIMBA

6.2.2 Modellkalibrierung

Nach Aufbau des verfahrenstechnischen Modells wurde anschließend eine Kalibrierung anhand der im Ablauf der Belebung bzw. im Ablauf der Nachklärung gemessenen Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ durchgeführt.

Als Eingangsgrößen für die Charakterisierung der Zulaufbeschaffenheit wurde zum einen die Zulaufganglinie der Kläranlage aus der kontinuierlichen Zuflussaufzeichnung herangezogen. Zusätzlich zu den regelmäßig durch das Labor entnommenen Abwasserproben, die im Hinblick auf ihre übliche Zusammensetzung analysiert wurden, stand für die Zwecke der Kalibrierung auch ein Ergebnissatz der Aufzeichnung der während des Untersuchungszeitraumes installierten Multiparametersonde „S::can“ zur Verfügung. Diese Sonde, die im Ablauf des Sandfanges installiert war, maß kontinuierlich die Parameter CSB, $\text{CSB}_{\text{filtr}}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ sowie die Feststoffkonzentration und konnte zur Ableitung von Tages- und Wochengängen, aber auch zur Einschätzung der Auswirkungen von Mischwasserzuflüssen auf die Schmutzstofffrachten und –konzentrationen herangezogen werden.

Zur Abbildung der verfahrenstechnischen Randbedingungen der biologischen Abwasserreinigung wurden die Betriebsgrößen Sauerstoffgehalt und Temperatur als Vorgaben für die Simulation in das Modell eingebunden. Weiterhin wurden auch die gemessenen Volumenströme des Rücklaufschlammes, der Rezirkulation, des Überschussschlammabzuges, der Schlammwasserrückführung sowie der Zugabe von externen Kohlenstoffquellen als Vorgaben in das Modell implementiert. Auch der zeitweise Betrieb der Vorklämung als Rücklaufschlammnitrifikation wurde modelltechnisch abgebildet.

Die Güte der Kalibrierung wurde allerdings nicht nur anhand der Ablaufwerte der Belebung sowie der Nachklärung beurteilt, sondern es folgte auch ein Abgleich mit den Betriebsgrößen, wie beispielsweise dem Feststoffgehalt im Belebungsbecken sowie dem Feststoffgehalt im Rücklaufschlamm.

Zur Kalibrierung selbst standen neben Online-Messwert-Aufzeichnungen des Parameters $\text{NH}_4\text{-N}$ im Ablauf des Belebungsbeckens auch regelmäßige Analysen der Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und CSB im Ablauf der Nachklärung zur Verfügung.

6.2.3 Ergebnisse der Kalibrierung

Die Ergebnisse der Kalibrierung sind in Bild 68, Bild 69 und Bild 70 dargestellt.

In diesen Abbildungen ist den Simulationsergebnissen jeweils die Kalibrierungsgröße gegenübergestellt. Bild 68 zeigt in dieser Gegenüberstellung die Simulations- und Messergebnisse im Ablauf des Belebungsbeckens für den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ und weist auf eine sehr hohe Übereinstimmung zwischen Simulation und Messergebnissen für die Nitrifikation im Belebungsbecken hin.

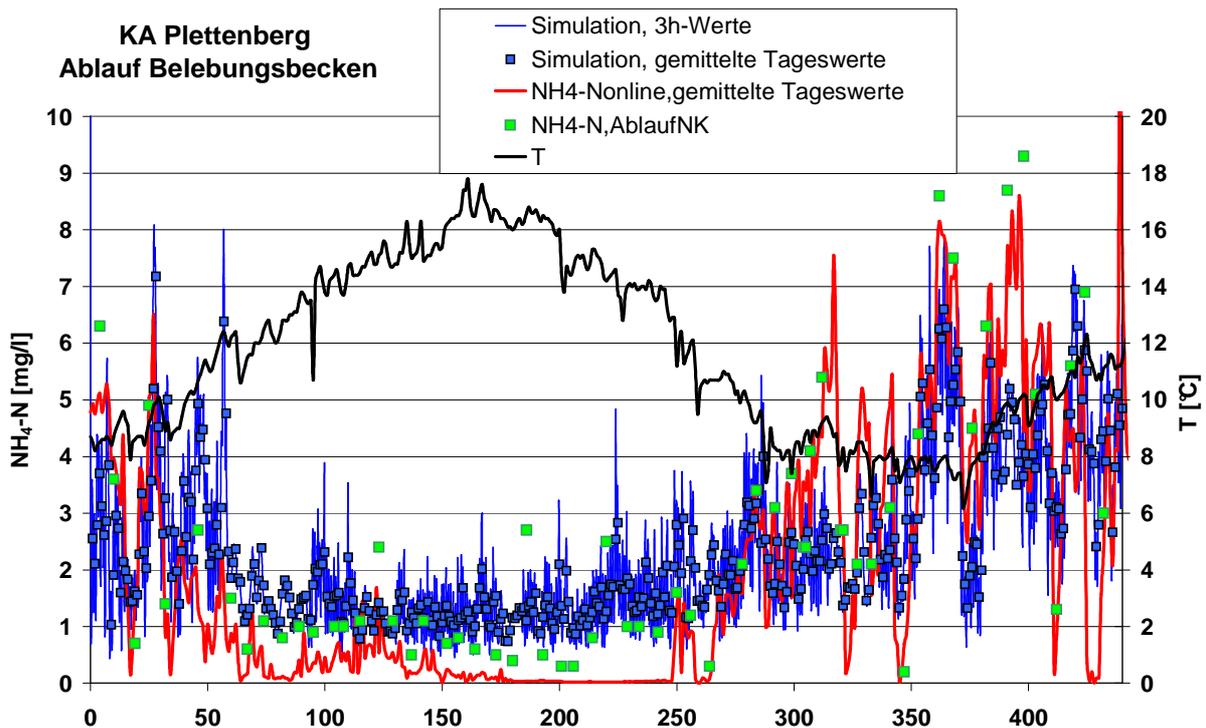


Bild 68: Gegenüberstellung der Simulations- und Messergebnisse im Ablauf des Belebungsbeckens für den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$

In Bild 69 sind den Ergebnissen der Betriebsüberwachung für den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$ im Ablauf der Nachklärung die entsprechenden Simulationsergebnisse gegenübergestellt. Auch hier zeigt sich eine sehr hohe Übereinstimmung zwischen den gemessenen Werten und den Ergebnissen der Simulation über den gesamten Betrachtungszeitraum.

Für die Leistungsfähigkeit der Nitrifikation auf der KA Plettenberg ist aus der Simulation abzuleiten, dass sie die typische Variabilität der Nitrifikationsleistung im Jahresverlauf mit einer hohen Ammoniumentfernung in den warmen Sommermonaten und einer deutlich zurückgehenden Nitrifikationsleistung in den Wintermonaten aufweist. Entsprechend liegen die maximalen Ammoniumwerte in den kalten Wintermonaten bei Temperaturen von teilweise unter 7°C auch bei bis zu 8 mg/l im Ablauf der Nachklärung.

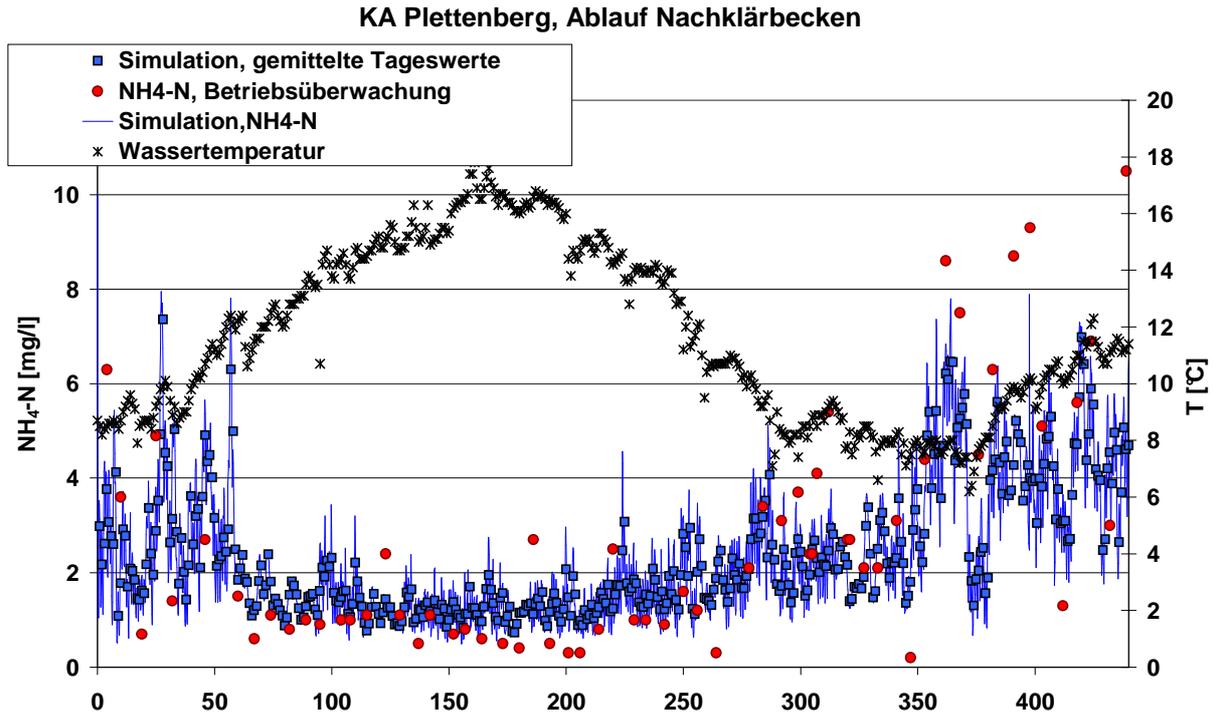


Bild 69: Gegenüberstellung der Simulations- und Messergebnisse im Ablauf der Nachklärung für den Parameter $\text{NH}_4\text{-N}$

Bild 70 zeigt in der Gegenüberstellung die Simulations- und Messergebnisse für den Parameter $\text{NO}_3\text{-N}$ im Ablauf der Nachklärung. Auch hier gilt, dass die Simulation eine sehr weitgehende Annäherung an die Messwerte der Kläranlage erlaubt. Auch bei der Denitrifikation zeigt sich, dass es eine deutliche jahreszeitliche Fluktuation der Stickstoffelimination gibt, die dadurch geprägt ist, dass in den Sommermonaten teilweise Nitratlaufwerte von bis zu 10 mg/l erreicht werden, während in den Wintermonaten aufgrund der zurückgehenden Nitrifikation einerseits und der hohen Verdünnung mit Fremdwasser andererseits lediglich Nitratwerte von 2 – 4 mg/l im Ablauf der Nachklärung beobachtet werden.

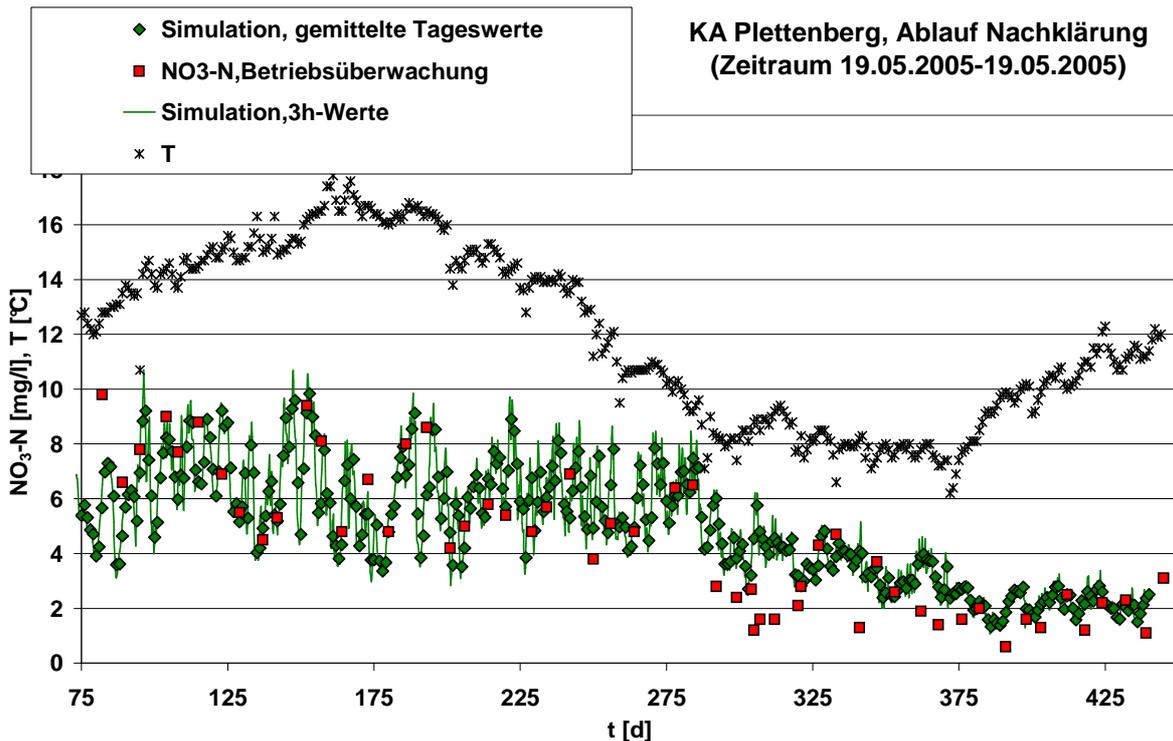


Bild 70: Gegenüberstellung der Simulations- und Messergebnisse im Ablauf der Nachklärung für den Parameter $\text{NO}_3\text{-N}$

Da das für die KA Plettenberg aufgebaute Simulationsmodell eine hinreichende Abbildung der biologischen Abwasserreinigung erlaubt, erfolgte mit dem so kalibrierten Modell nun eine Berechnung für zwei unterschiedliche Betriebsvarianten:

1. Betrieb der KA Plettenberg für einen Mischwasserzufluss von $Q_M = 350 \text{ l/s}$, was der derzeitigen Betriebsweise der Anlage entspricht.
2. Betriebsweise im Bypass derart, dass auf der Kläranlage insgesamt 400 l/s als Mischwasserbehandlungskapazität angenommen werden, von denen 350 l/s entsprechend der bisherigen Mischwasserbehandlung eine vollständige biologische Abwasserreinigung erfahren und der über $Q_M = 350 \text{ l/s}$ hinausgehende Anteil des Mischwasserabflusses an Vorklär- und Belebungsbecken vorbei direkt der Nachklärung zugeführt wird.

Die Ergebnisse der Kläranlagensimulation im Hinblick auf die Stoffflüsse, insbesondere für den Parameter CSB, werden im Zusammenhang mit den Optimierungsberechnungen zur Niederschlagswasserbehandlung im nachfolgenden Kapitel 6.3.4 ausführlich dargestellt.

6.3 Ergebnisse der Optimierungsrechnungen

6.3.1 Zielsetzung und Randbedingungen

Ziel der Optimierung ist die Erarbeitung von Strategien zur Verbesserung der Emissionssituationen mit Hilfe modelltheoretischer Untersuchungen hinsichtlich der Entlastungsmengen wie auch der CSB-Entlastungsfrachten aus der Niederschlagswasserbehandlung. In diesem Rahmen wurden verschiedene Variationsberechnungen für vier unterschiedliche Szenarien betrachtet, die für sich und in Kombination untereinander betrachtet wurden.

6.3.2 Optimierung der Drosselbauwerke

Die Untersuchungen an den Sonderbauwerken zur Niederschlagswasserbehandlung zeigten ein insgesamt uneinheitliches Bild hinsichtlich der Mischwasseremissionen. Diese Unterschiede rührten in erster Linie aus der Fehleinschätzung der Fremdwasserabflüsse hinsichtlich ihrer Höhe und ihres regional unterschiedlichen Auftretens. Bei der Bemessung der Bauwerksdrosseln waren diese Kenntnisse nicht vorhanden, sodass sich allein hieraus ein nicht zu unterschätzendes Optimierungspotenzial ergibt.

Im ersten Schritt wurde daher untersucht, inwieweit durch eine darauf angepasste Veränderung der Drosseleinstellungen eine Entlastung auf der Emissionsseite sowohl bei der entlasteten Wassermenge wie auch bei der entlasteten CSB-Schmutzfracht erreicht werden kann. Hierzu wurden zahlreiche Berechnungen mit unterschiedlichen Drosseleinstellungen durchgeführt. Tabelle 11 fasst das Endergebnis der Optimierungsberechnung für die einzelnen Teileinzugsgebiete und das Gesamtgebiet zusammen. Demnach ergibt sich sowohl bei der entlasteten Wassermenge wie auch bei der entlasteten CSB-Schmutzfracht eine nur geringfügige Verbesserung in der Größenordnung von etwa 7 % im Vergleich zum Ausgangszustand. Bei näherer Analyse der Teileinzugsgebiete ergeben sich aber deutliche Unterschiede. So gelingt es durch eine Erhöhung des Drosselabflusses im Oestertal, diesen fremdwasserbedingten Entlastungsschwerpunkt am Oberlauf der aufnehmenden Gewässer deutlich zu entlasten, während eine erhöhte Emission im Bereich des Teileinzugsgebietes Elsetal stattfindet, die allerdings aus Immissionssicht aufgrund der leistungsstarken Else deutlich unkritischer zu bewerten ist. Bei der Anpassung der Drosselabflüsse wurden die damit in Verbindung stehenden erforderlichen bautechnischen Maßnahmen nicht berücksichtigt.

Tabelle 11: Optimierung der Drosselabflüsse

		Entlastungsmenge VQ_E in Tsd. m ³		Entlastungsfracht SF_E in kg CSB	
		Grundlauf	Optimierung	Grundlauf	Optimierung
Oestertal	absolut	454	144	28.590	6.800
	Veränderung in %	-68		-76	
Grünetal	absolut	63	78	3.730	3.950
	Veränderung in %	24		6	
Elsetal	absolut	482	785	36.610	62.700
	Veränderung in %	63		71	
Lennetal	absolut	666	537	64.730	51.400
	Veränderung in %	-19		-21	
Gesamtgebiet	absolut	1.665	1.544	133.660	124.850
	Veränderung in %	-7,3		-6,6	

6.3.3 Vermeidung und Verminderung des Fremdwasserzuflusses

Die Messkampagne und weitere lokale Untersuchungen im Einzugsgebiet der KA Plettenberg zeigten, dass es vor allem im Oestertal zu deutlich erhöhten Fremdwasserzutritten zur Kanalisation kommt. Daher wurde für dieses Teileinzugsgebiet eine Variationsberechnung zur möglichen Auswirkung eines reduzierten Fremdwasserabflusses auf die entlastete Wassermenge bzw. die entlastete CSB-Schmutzfracht durchgeführt. In Bild 71 sind die Ergebnisse der Variationsberechnungen für die unterschiedlichen Fremdwasserverminderungen und das Gesamtgebiet dargestellt. Daraus ist abzuleiten, dass durch eine substanzielle Fremdwasserverminderung gleichzeitig auch eine deutliche Verminderung der Entlastungswassermenge wie auch der Entlastungsfracht erreicht werden kann, wobei auffällig ist, dass der prozentuale Reduzierung der Entlastungswassermenge jeweils eine deutlich geringere prozentuale Reduzierung der Entlastungsfracht gegenübersteht.

In Anbetracht der Fremdwasserquellen und möglicher kurz- bis mittelfristiger Beseitigungsstrategien erscheint für das Teileinzugsgebiet des Oestertals eine nachhaltige Reduzierung des Fremdwasserabflusses um etwa 30 % bezogen auf dieses Teileinzugsgebiet in den nächsten Jahren umsetzbar. Die Reduzierung bezieht sich sowohl auf das Basisfremdwasser als auch auf den niederschlagsbedingten Nachlauf. Für diesen Zustand wurde wiederum eine Optimierung der Drosseleinstellungen vorgenommen und anschließend die Entlastungsmenge und die Entlastungsfracht bilanziert. Tabelle 12 fasst die Ergebnisse für die Optimierungsberechnung und die einzelnen Teileinzugsgebiete zusammen.

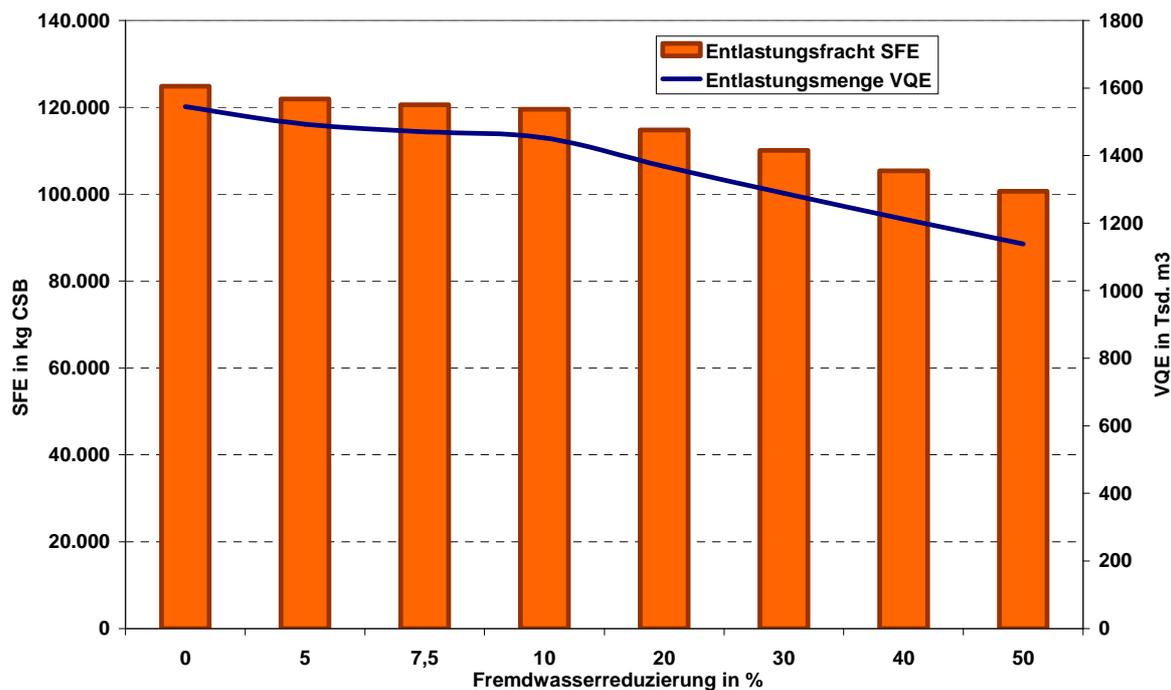


Bild 71: Abhängigkeit der Entlastungswassermenge VQ_E und der Entlastungsfracht SF_E in Abhängigkeit von der Fremdwasserreduktion

Tabelle 12: Reduzierung des Fremdwasserabflusses um 30 % im Teileinzugsgebiet Oestertal

		Entlastungsmenge VQ_E in Tsd. m ³		Entlastungsfracht SF_E in kg CSB	
		Grundlauf	Optimierung	Grundlauf	Optimierung
Oestertal	absolut	454	65	28.590	3.360
	Veränderung in %	-85,6		-88,2	
Grünetal	absolut	63	59	3.730	3.550
	Veränderung in %	-5,5		-4,8	
Elsetal	absolut	482	661	36.610	53.940
	Veränderung in %	37,0		47,3	
Lennetal	absolut	666	503	64.730	49.180
	Veränderung in %	-24,5		-24,0	
Gesamtgebiet	absolut	1.665	1.288	133.660	110.030
	Veränderung in %	-22,6		-17,7	

6.3.4 Erhöhung des Kläranlagenzuflusses

Da die hydraulische Kapazität der KA Plettenberg gemessen an dem tatsächlichen Fremdwasserabfluss als gerade noch ausreichend anzusehen ist, wurden im Weiteren zusätzliche Optimierungsberechnungen für eine Variation des zukünftigen Mischwasserzuflusses vorgenommen. Hierbei wurde der Mischwasserzufluss schrittweise von heute $Q_M = 350$ l/s auf $Q_M = 550$ l/s erhöht. Im Ergebnis, das in Bild 72 zusammenfassend dargestellt ist, zeigt sich, dass mit zunehmendem Mischwasserzufluss zur Kläranlage eine substantielle Verringerung sowohl der Entlastungswassermenge wie auch der entlasteten CSB-Schmutzfracht verbunden ist. Bei einer Erhöhung des Mischwasserzuflusses auf 500 l/s, ein Wert der nach Maßgabe des ATV-DVWK-Arbeitsblattes A 198 [2] als angemessener Wert in Anbetracht des hohen Fremdwasserzuflusses gilt, ist mit einer Verringerung der entlasteten Wassermenge um 60.000 m^3 und einer Verringerung der entlasteten CSB-Schmutzfracht um 60.000 kg/a CSB im Gesamtgebiet zu rechnen.

Da eine Erhöhung des Mischwasserzuflusses auf $Q_M = 500$ l/s einen umfassenden Neubau auf der KA Plettenberg bedeuten würde (Rechen, Sandfang, Nachklärung, verbindende Rohrleitungen, Zwischenhebewerk), wurde zur Einschätzung eines realistischen Optimierungspotenzials ein Mischwasserzufluss von $Q_M = 400$ l/s angenommen. Bis zu dieser Größenordnung erscheint eine zusätzliche Beaufschlagung der Nachklärung aus verfahrenstechnischer Sicht noch akzeptabel zu sein, ohne dass in nennenswertem Umfang Um- oder Neubaumaßnahmen auf der Anlage erforderlich werden. Bei der Erhöhung des Kläranlagenzuflusses ist gleichfalls eine Anpassung der Bauwerksdrosseln an den NWB-Anlagen erforderlich, um ein rechnerisches Optimum dieser Maßnahmen zu erzielen.

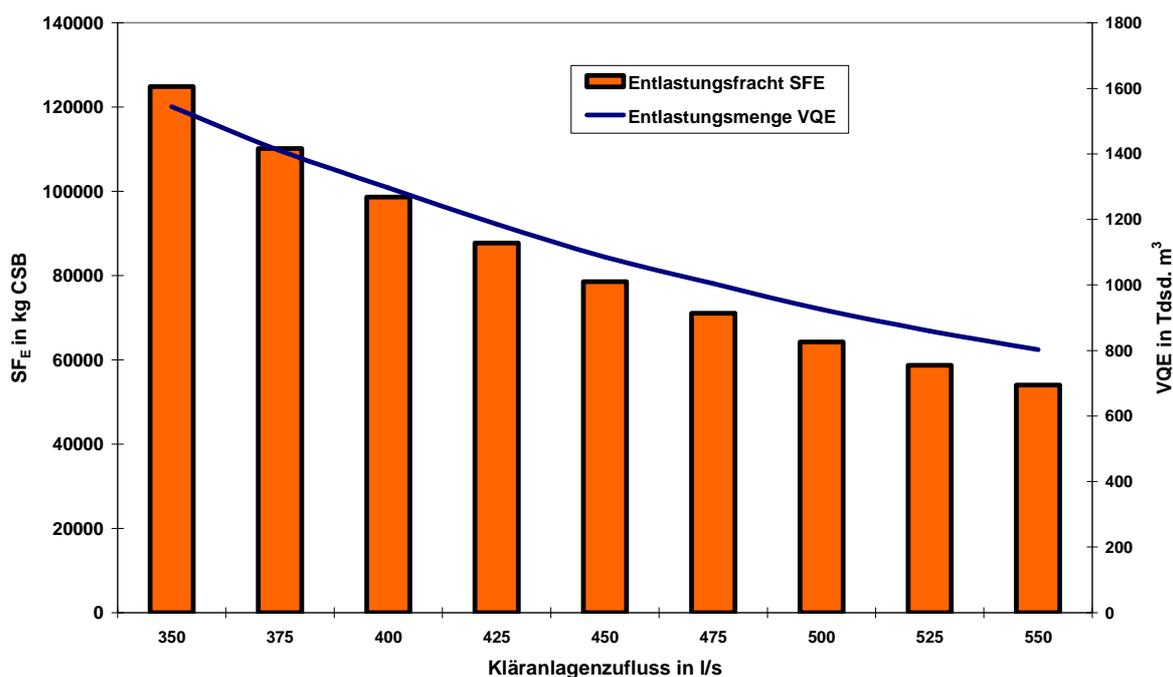


Bild 72: Abhängigkeit der Entlastungswassermenge VQ_E und der Entlastungsfracht SF_E von der Erhöhung des Mischwasserzuflusses zur Kläranlage

Tabelle 13: Entlastungsmenge und Entlastungsfracht bei Erhöhung des Kläranlagenzuflusses von $Q_M = 350$ l/s auf $Q_M = 400$ l/s

		Entlastungsmenge VQ_E in Tsd. m^3		Entlastungsfracht SF_E in kg CSB	
		Grundlauf	Optimierung	Grundlauf	Optimierung
Oestertal	absolut	454	144	28.590	6.800
	Veränderung in %	-68,2		-76,2	
Grünetal	absolut	63	78	3.730	3.950
	Veränderung in %	23,6		5,9	
Elsetal	absolut	482	688	36.610	53.360
	Veränderung in %	42,7		45,8	
Lennetal	absolut	666	386	64.730	34.540
	Veränderung in %	-42,1		-46,6	
Gesamtgebiet	absolut	1.665	1.296	133.660	98.650
	Veränderung in %	-22,1		-26,2	

In Tabelle 13 sind die Ergebnisse der Optimierungsberechnungen für einen Mischwasserzufluss von $Q_M = 400$ l/s und die einzelnen Teileinzugsgebiete zusammenfassend dargestellt.

In Ergänzung zur Simulation der Niederschlagswasserbehandlung wurde zusätzlich auch die Reinigungsleistung der Kläranlage simulationstechnisch dargestellt und die Übernahme eines erhöhten Mischwasserzuflusses von 400 l/s in Form des Bypassverfahrens in Bezug auf die Wassermenge und die entlastete CSB-Fracht kalkuliert.

Bild 73 zeigt das Ergebnis der Volumenstrombilanzierung beim heutigen Mischwasserzufluss von $Q_M = 350$ l/s für das gesamte Einzugsgebiet und den Untersuchungszeitraum. Einer Entlastung aus der Niederschlagswasserbehandlung von etwa 1,7 Mio. m^3 steht eine Ablaufmenge der Kläranlage von etwa 8 Mio. m^3 gegenüber. Insgesamt wird aus der Siedlungsentwässerung im Einzugsgebiet der KA Plettenberg ein Volumenstrom von etwa 9,7 Mio. m^3/a entlastet.

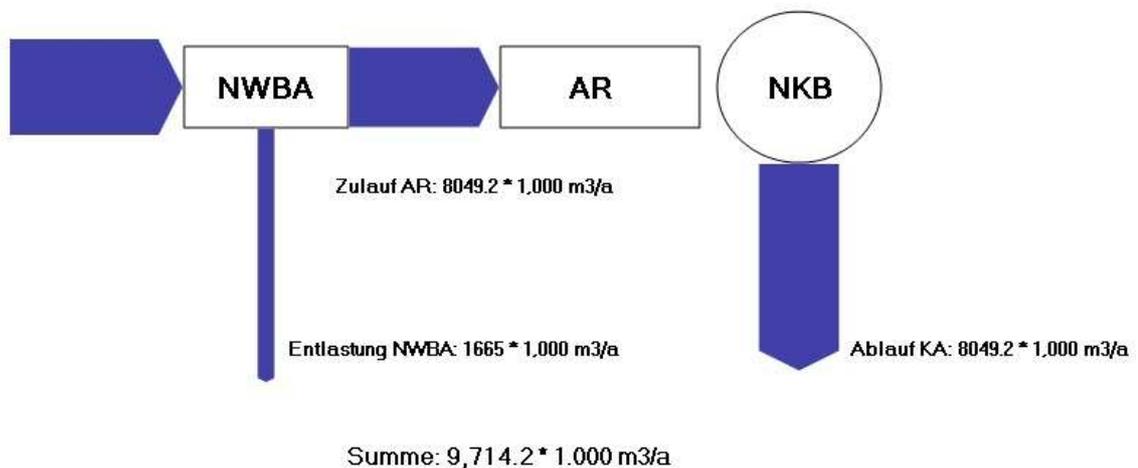


Bild 73: Volumenstrom-Flussdiagramm für das Einzugsgebiet der KA Plettenberg bei $Q_M = 350$ l/s

In Bild 74 ist die entsprechende Volumenbilanzierung für den Betriebsfall einer Bypassführung aufgetragen. Wie bereits zuvor erläutert, sieht die Bypassführung vor, dass der über den derzeitigen Wert von $Q_M = 350$ l/s hinausgehende Zufluss im Ablauf des Sandfanges entnommen und an Vorklär- und Belebungsbecken vorbei direkt der Nachklärung zugeführt wird. Die entsprechende Volumenstrombilanzierung zeigt, dass der damit resultierende Bypassstrom nur eine vergleichsweise geringe Wassermenge von 0,3 Mio. m^3/a ausmacht, wenn die Mischwasserbehandlungskapazität der KA Plettenberg auf $Q_M = 400$ l/s erhöht wird. Allerdings sinkt, wie dies bereits zuvor dargestellt wurde, die entlastete Wassermenge signifikant ab und erreicht in diesem Zustand einen Wert von nur noch 1,3 Mio. m^3 , was eine Reduzierung von 22 % im Vergleich zum derzeitigen Zustand bedeutet. Diese Reduzierung ist insbesondere auch deshalb von Bedeutung, da durch gezielte Optimierung im Einzugs-

gebiet vor allem die leistungsschwächeren Oberläufe von Einleitungen aus der Niederschlagswasserbehandlung entlastet werden können.

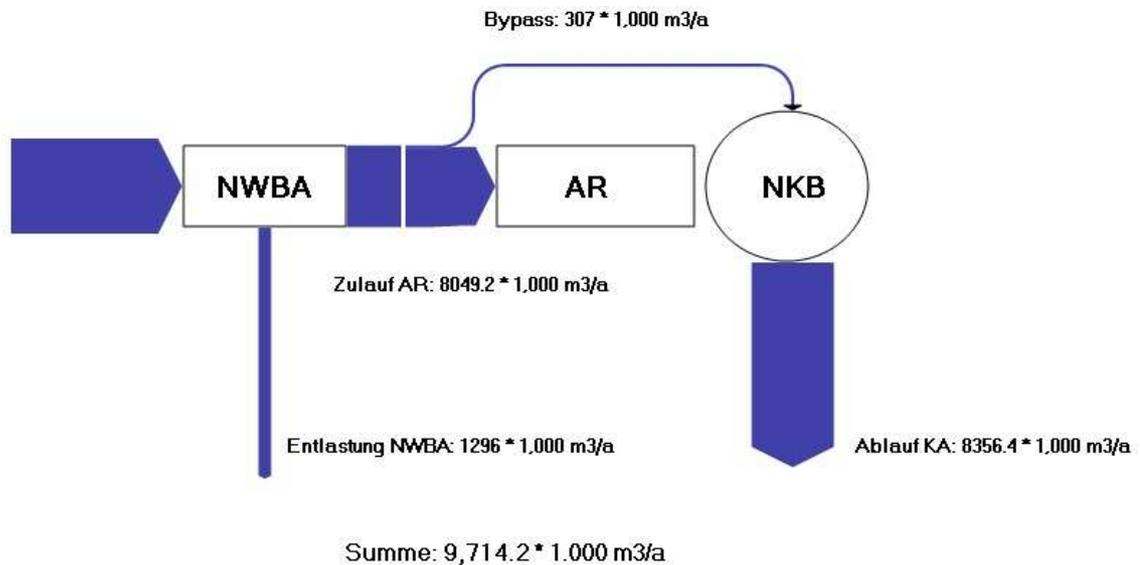


Bild 74: Volumenstrom-Flussdiagramm für das Einzugsgebiet der KA Plettenberg bei $Q_M = 400 \text{ l/s}$ und Bypassführung des zusätzlichen Mischwasserzuflusses über die Nachklärung

Für die Beurteilung der Gesamteffizienz einer solchen Betriebsweise ist aber weniger die Veränderung der entlasteten Wassermenge, als vielmehr die Auswirkung auf die entlastete Schmutzfracht von Bedeutung. Bild 75 zeigt in Form eines CSB-Stoffflussdiagrammes für das gesamte Einzugsgebiet, wie sich die CSB-Emissionen des Gesamteinzugsgebietes im heutigen Zustand mit einem $Q_M = 350 \text{ l/s}$ auf der KA Plettenberg darstellen. Die Entlastung aus der Niederschlagswasserbehandlung liegt in diesem Zustand bei etwa 134.000 kg CSB/a , während über den Ablauf der Kläranlage weitere 162.000 kg CSB/a in die Gewässer eingetragen werden. Insgesamt liegt die Entlastungsfracht des Siedlungsgebietes bei 296.000 kg CSB/a . Bei der Bewertung dieses Schmutzfrachteintrages in das Gewässer ist zusätzlich noch zu berücksichtigen, dass es sich bei der entlasteten Schmutzfracht aus der Niederschlagswasserbehandlung überwiegend um lediglich grob mechanisch vorgereinigtes Mischwasser handelt mit einem hohen Anteil an reaktivem CSB, der unter Umständen einen nennenswerten Sauerstoffbedarf im Gewässer zur Folge hat, während der CSB-Eintrag aus dem Ablauf der Nachklärung im Hinblick auf die Gewässerökologie eher unkritisch ist, da es sich hierbei überwiegend um biologisch inerte CSB-bürtige Schmutzfrachten handelt, die keine nennenswerten Auswirkungen im aufnehmenden Gewässer haben.

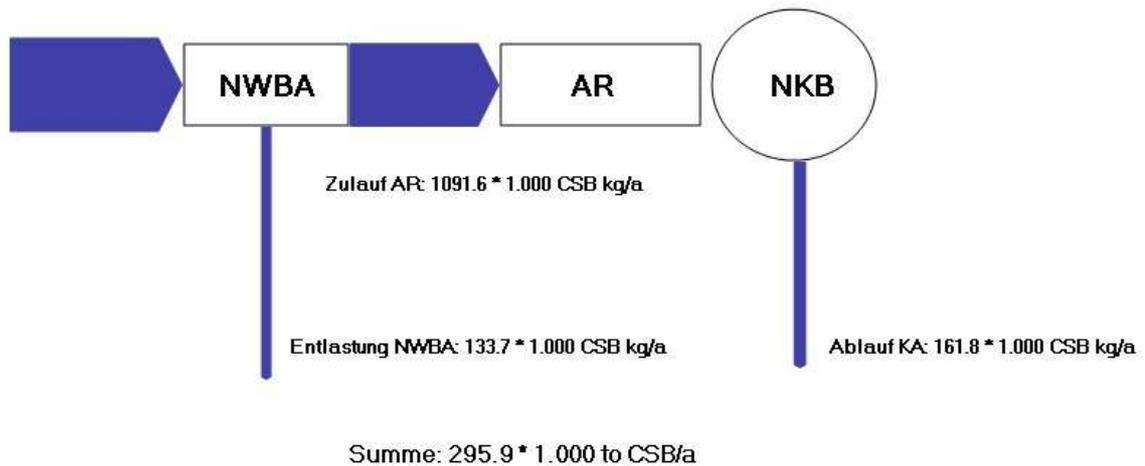


Bild 75: CSB-Stoffflussdiagramm für das Einzugsgebiet der KA Plettenberg bei $Q_M = 350$ l/s

In Bild 76 ist das entsprechende Stoffflussdiagramm für den Parameter CSB bei entsprechender Bypassführung wie zuvor beschrieben dargestellt. Durch die erhöhte Übernahme von Mischwasser auf der Kläranlage sinkt die entlastete CSB-Fracht im Einzugsgebiet auf nur noch 99.000 kg CSB/a ab, was einer Verminderung um 26 % entspricht und aufgrund der damit verbundenen Optimierung eine wesentliche Entlastung der leistungsschwächeren Oberläufe der Gewässer zur Folge hat. Über den Bypass wird lediglich eine zusätzliche Schmutzfracht von 27.000 kg CSB/a der Nachklärung zugeführt. Dieser vergleichsweise gering belastete Stoffstrom weist eine CSB-Konzentration von unter 90 mg/l auf, was insofern nicht weiter verwunderlich ist, da der Bypassstrom üblicherweise erst nach längeren Regenereignissen und damit zusammenhängender Verdünnung des Schmutzwassers im Zulauf der Kläranlage anspricht. Auch ist zu dieser Zeit der sogenannte erste Spülstoß aus der Kanalisation bereits über die mechanisch-biologische Abwasserreinigung einer vollständigen Behandlung zugeführt worden, sodass dieser Bypassstrom einen vergleichsweise hohen Anteil an gelösten CSB-Schmutzstoffen enthält. Da in der bisherigen modelltechnischen Abbildung jegliche Adsorptions- und biologische Abbauprozesse in der Nachklärung nicht abgebildet sind, beschränkt sich die zusätzliche Reinigungsleistung in der Nachklärung in dieser theoretischen Betrachtung auf den Rückhalt der CSB-bürtigen Feststoffe. Daher erreicht die auf den Bypass bezogene CSB-Elimination in diesem theoretischen Berechnungsfall auch lediglich einen Wert von 46 %. Werden die im praktischen Betrieb der Nachklärung mit einem derartigen Bypassstrom zu erwartenden Adsorptions- und biologischen Abbauprozesse zusätzlich berücksichtigt, so wird die tatsächliche CSB-Elimination im Betrieb wesentlich höher ausfallen. Aus den halb- und großtechnischen Untersuchungen auf der KA Wulka-Prodersdorf konnte abgeleitet werden, dass die CSB-Elimination aus dem Bypassstrom einen Wirkungsgrad von 92 % im Mittel erreichte [18]. Die Bilanzierung der Eliminationsleistung zeigt darüber hinaus, dass etwa 1/3 der CSB-Entnahme in

diesem Fall auf Adsorptionsvorgänge zurückgeführt werden kann. Darüber hinaus sind auch biologische Abbauprozesse bzw. eine erhöhte Rückführung der in die Nachklärung eingebrachten CSB-Fracht über den Rücklaufschlamm für die wesentlich höhere CSB-Entfernung im praktischen Betrieb einer solchen Bypassstrategie verantwortlich.

Selbst unter Berücksichtigung dieses nur geringen Eliminationsgrades in der modelltechnischen Abbildung der KA Plettenberg ergibt sich lediglich eine Erhöhung der CSB-Emission im Ablauf der Kläranlage um 9 % auf einen Wert von 177.000 kg CSB/a. Insgesamt werden bei Einsatz dieser Strategie nun 275.000 kg CSB/a in die aufnehmenden Gewässer des Siedlungsgebietes eingeleitet. Dies bedeutet bei Implementierung einer solchen Bypassstrategie mindestens eine Verminderung der eingeleiteten CSB-Schmutzfracht um 7 %.

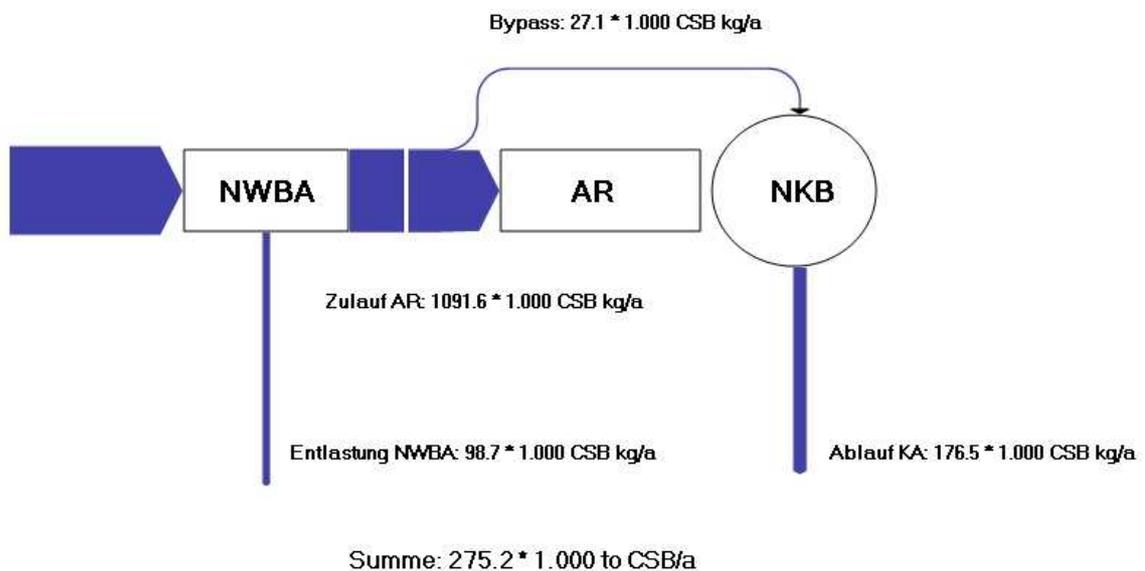


Bild 76: CSB-Stoffflussdiagramm für das Einzugsgebiet der KA Plettenberg bei $Q_M = 400$ l/s und Bypassführung des zusätzlichen Mischwasserzuflusses über die Nachklärung

Die kombinierte Betrachtung der Niederschlagswasserbehandlung und Kläranlage zeigt, dass durch eine Erhöhung des Mischwasserzuflusses auf der Kläranlage eine wesentliche Entlastung beim Schmutzfrachteintrag im Entwässerungsnetz erreicht werden kann. Da eine vollständige biologische Behandlung eines Mischwasserzuflusses zur KA Plettenberg in Höhe von $Q_M = 400$ l/s aufgrund der limitierten Leistungsfähigkeit der Nachklärung im Hinblick auf ihre Schlammvolumenbeschickung nicht umgesetzt werden kann, wurde eine Bypassstrategie entwickelt und modelltechnisch abgebildet, um die Auswirkungen auf die Entlastungssituation der Kläranlage zu untersuchen. Unter sehr konservativen Annahmen im Hinblick auf die erreichbare CSB-Elimination in der Nachklärung ergibt sich für das Gesamtgebiet eine deutliche Reduzierung der eingeleiteten Schmutzfracht, wobei nochmals darauf

hingewiesen wird, dass durch diese Strategie vor allem die leistungsschwächeren Oberläufe der Gewässer nachhaltig entlastet werden können.

Die vorgeschlagene Bypassstrategie erscheint daher eine aussichtsreiche Option, um das Gesamtsystem im Hinblick auf die Schmutzfrachtentlastung zu optimieren und sollte in den weiteren Projektschritten nun großtechnisch untersucht werden. Aufgrund der verfahrenstechnischen Situation auf der KA Plettenberg ist eine Umsetzung dieser Bypassstrategie ohne nennenswerten investiven Aufwand möglich, sodass ein Versuchsbetrieb relativ kurzfristig erfolgen kann. Weiterhin bietet die KA Plettenberg für die Untersuchung einer solchen Bypassstrategie auch deshalb günstige Voraussetzungen, da ihr äußerst leistungsfähige Schönungsteiche nachgeschaltet sind und bei etwaigen Beeinträchtigungen der Ablaufqualität der Nachklärung, beispielsweise durch einen erhöhten Austrag von abfiltrierbaren Stoffen, keine messbaren Auswirkungen auf die Ablaufqualität des eingeleiteten Abwassers in die Lenne zu erwarten sind.

6.3.5 Neubau von zusätzlichem Speichervolumen

Als weitere mögliche Optimierungsmaßnahme wurde in Anlehnung an die Ergebnisse der Ende der 80er Jahre aufgestellten Schmutzfrachtberechnung auch die Erhöhung des Niederschlagswasserbehandlungsvolumens im Lennetal um $V = 3.250 \text{ m}^3$ untersucht. An dieser Stelle war in der damaligen Schmutzfrachtberechnung der Neubau eines Stauraumkanals vorgesehen, was für das Gesamtgebiet eine Zunahme des spezifischen Speichervolumens um 30 % bedeuten und letztlich zu einer wesentlichen Überschreitung des nach Maßgabe des ATV-Arbeitsblattes A 128 als Obergrenze empfohlenen Wertes von $40 \text{ m}^3/\text{ha}$ führen würde. Die Auswirkungen dieser Maßnahme auf die Entlastungsmenge und die Entlastungsfracht sind zusammenfassend in Tabelle 14 dargestellt. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist allerdings zu berücksichtigen, dass der optimierte Zustand nicht nur einen Neubau von Regenbeckenvolumen, sondern auch eine Anpassung (Optimierung) der Drosseleinstellungen umfasst. Das Ausmaß der Verminderung der entlasteten Wassermenge bzw. Schmutzfracht, das alleine dem Neubau von zusätzlichem Behandlungsvolumen zugerechnet werden kann, liegt lediglich bei – 4 % (Wassermenge) bzw. – 7 % (Schmutzfracht).

Im Ergebnis ist festzustellen, dass trotz eines voraussichtlichen Investitionsaufwandes von über 4,5 Mio. € nur eine mäßige Verbesserung der Emissionssituation im Einzugsgebiet erreicht werden kann. Daher scheint diese Maßnahme im direkten Vergleich zu den anderen Optimierungsansätzen nicht weiter verfolgenswert.

Tabelle 14: Auswirkungen einer Vergrößerung des Behandlungsvolumens auf die Entlastungsmenge und die Entlastungsfracht

		Entlastungsmenge VQ_E in Tsd. m^3		Entlastungsfracht SF_E in kg CSB	
		Grundlauf	Optimierung	Grundlauf	Optimierung
Oestertal	absolut	454	144	28.590	6.800
	Veränderung in %	-68,2		-76,2	
Grünetal	absolut	63	78	3.730	3.950
	Veränderung in %	23,6		5,9	
Elsetal	absolut	482	785	36.610	62.700
	Veränderung in %	62,8		71,3	
Lennetal	absolut	666	474	64.730	43.730
	Veränderung in %	-28,9		-32,4	
Gesamtgebiet	absolut	1.665	1.481	133.660	117.180
	Veränderung in %	-11,1		-12,3	

7. Bewertung und Empfehlung geeigneter Maßnahmen zur Optimierung der Siedlungsentwässerung

Im unmittelbaren Vergleich der untersuchten Optimierungsstrategien erweisen sich die Fremdwasserreduzierung und die Erhöhung des Mischwasserzuflusses zur Kläranlage am Erfolg versprechendsten. Insbesondere die nur geringe Erhöhung des Mischwasserzuflusses auf der Kläranlage führt zu einer deutlichen Reduzierung der Gesamtemissionen im Einzugsgebiet und ist immer dann näher zu betrachten, wenn die Kläranlage noch über hydraulische Kapazitäten verfügt und eine kurz- bis mittelfristige Reduzierung der Fremdwassersituation im Einzugsgebiet nicht realisierbar ist. Abschließend wurde noch eine Kombination aus Fremdwasserreduzierung und Erhöhung des Mischwasserzuflusses betrachtet und auch für die Kombinationsmaßnahme das Entlastungspotenzial ermittelt. Hierbei wurde eine Reduzierung des Fremdwasserzuflusses um 30 % im Oestertal sowie eine Erhöhung des Mischwasserzuflusses auf 400 l/s auf der Kläranlage sowie eine Optimierung der Drossel-einstellungen für diese Entwässerungsbedingungen betrachtet.

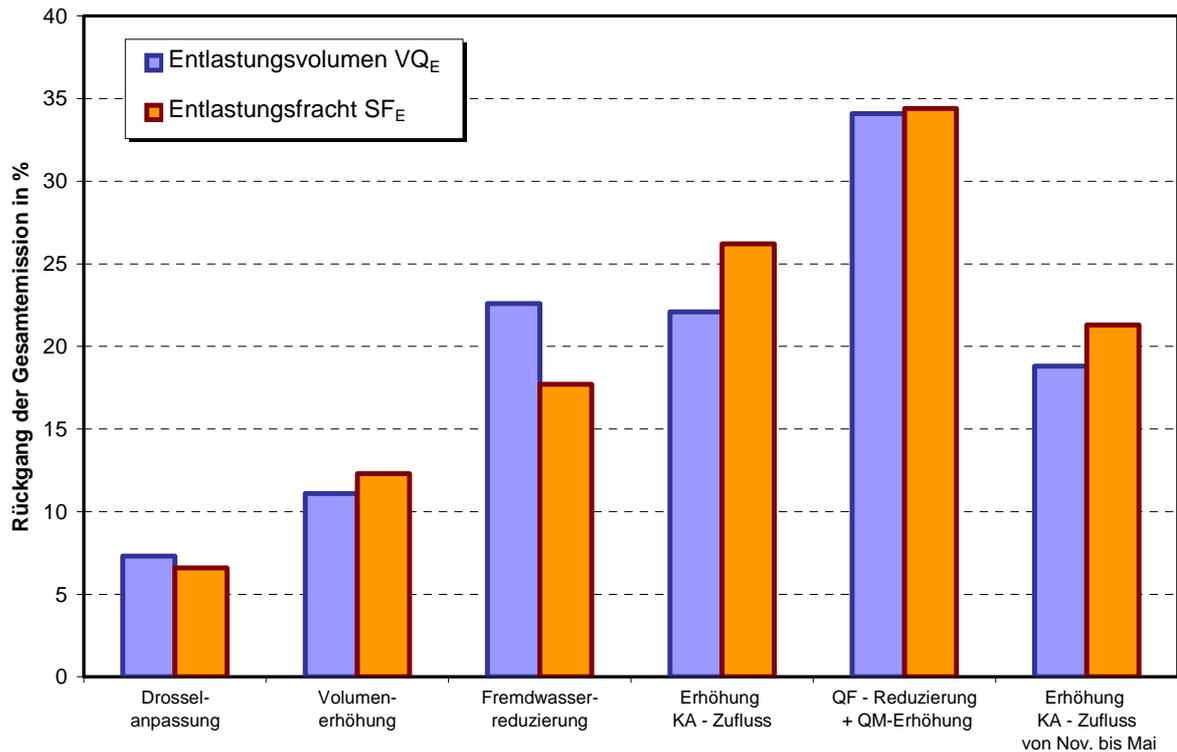


Bild 77: Zusammenfassung der Entlastungsmengen und der entlasteten CSB-Schmutzfracht für die untersuchten Varianten

Im unmittelbaren Vergleich mit den Einzelmaßnahmen zeigt sich in Bild 77, dass mit der Kombinationsmaßnahme eine Verringerung der entlasteten Wassermenge sowie der entlasteten CSB-Fracht von immerhin etwa 34 % bezogen auf den Ausgangszustand erreicht werden kann. Die bei dieser Variante zusätzlich zu erwartende leichte Erhöhung der Ablauffracht aus der Kläranlage durch den erhöhten Mischwasserzufluss wurde ebenfalls modelltechnisch mit Hilfe einer dynamischen Simulation der KA Plettenberg ermittelt. Gegenüber dem Grundlauf ergibt sich bei der optimierten Variante nur eine mäßige Zunahme der CSB-Entlastungsfracht von 161.800 kg/a CSB auf 176.500 kg/a CSB, die zudem im praktischen Betrieb einer Bypassstrategie durch Adsorptions- und Eliminationsvorgänge in der Nachklärung wesentlich geringer ausfallen dürfte. Die insgesamt behandelte Abwassermenge bleibt nahezu konstant, da die Zunahme durch den erhöhten Mischwasserzufluss vollständig durch die Verringerung des Fremdwasserabflusses kompensiert wird.

8. Zusammenfassung

Die detaillierte Untersuchung des Abflussgeschehens im Kanalsystem des Einzugsgebiet der KA Plettenberg hat gezeigt, dass der Fremdwasseranfall eine hohe räumliche und örtliche Fluktuation aufweist. Im Jahresmittel liegt der Fremdwasserzuschlag zur Kläranlage bei 250 % in einem zwar durchaus hohen Bereich, die möglichen Konsequenzen eines erhöhten Fremdwasseranfalls auf den Betrieb der Niederschlagswasserbehandlung werden jedoch dramatisch verstärkt durch die hohen Unterschiede zwischen dem Fremdwasserabfluss im Winter und im Sommer. Darüber hinaus ist der Fremdwasseranfall im Einzugsgebiet nicht gleichmäßig verteilt, sondern weist einen ausgeprägten Schwerpunkt mit Abflussspenden von teilweise über $q_f = 1 \text{ l/(s} \cdot \text{ha)}$ im Oestertal auf.

In der Konsequenz zeigen die Niederschlagswasserbehandlungsanlagen ein unbefriedigendes Entlastungsverhalten, das gekennzeichnet ist durch teilweise wochenlange Einstau- und Entlastungszeiten in den Wintermonaten. Mit kumulierten jährlichen Entlastungsdauern von teilweise über 100 Tagen ist hier ein deutliches Optimierungspotenzial gegeben.

Trotz dieses als kritisch einzuschätzenden Entlastungsverhaltens ergibt eine detaillierte biologische Untersuchung des Gewässerzustandes mit Hilfe der Methode PERLODES ober- und unterhalb von vier ausgewählten Stauraumkanälen mit hohem Fremdwasseranteil, dass es bei keiner der untersuchten Einleitungsstellen zu einer anhaltenden stofflichen, d.h. saprobiellen oder einer relevanten hydraulischen Belastung durch die Einleitungen kommt. An allen Probestellen herrscht bezogen auf die Qualitätskomponente Makrozoobenthos zumindest an einem der beiden Untersuchungszeitpunkte unterhalb der Einleitung ein guter ökologischer Zustand im Sinne der EG-WRRL. Aus gewässerökologischer Sicht besteht für keine der vier Einleitungen ein Handlungsbedarf.

Zur Verbesserung des Betriebsverhaltens der Niederschlagswasserbehandlung wurden umfangreiche Optimierungsuntersuchungen mit einem kalibrierten Schmutzfrachtmodell durchgeführt. Hierbei wurde auf einen neu entwickelten Ansatz zur modelltechnischen Abbildung des Fremdwasserabflusses zurückgegriffen, der zwischen Basisabfluss und dem niederschlagsbedingten Fremdwassernachlauf unterscheidet. Mit Hilfe dieses durch die 12-monatige Messkampagne kalibrierten Schmutzfrachtmodells war eine weitestgehende Annäherung an das Abflussgeschehen in der Kanalisation möglich. Es konnten sowohl Niederschlagsereignisse wie auch die niederschlagsreichen Wintermonate mit ausreichender Genauigkeit abgebildet werden.

Zur Optimierung der Niederschlagswasserbehandlung wurden verschiedene Strategien untersucht. Neben einer Anpassung der Drosselabflüsse wurde die Verminderung des Fremdwassereintritts im Oestertal, die Erhöhung des Mischwasserzuflusses zur Kläranlage, der Bau von zusätzlichem Niederschlagswasserbehandlungsvolumen sowie eine Kombination aus den vorstehend genannten Maßnahmen modelltechnisch untersucht. Im Ergebnis ist festzustellen, dass die Erhöhung des Mischwasserzuflusses sowie die Verminderung des Fremdwasseranfalls im Oestertal die höchsten Reduzierungspotenziale im Hinblick auf die entlastete Wassermenge und die in die Gewässer eingetragene CSB-Schmutzfracht erwarten lassen.

Aufgrund der gleichzeitig vorgenommenen Identifizierung der maßgeblichen Fremdwasserquellen erscheint eine Verringerung des Fremdwasseranfalls im Oestertal um etwa 30 % kurz- bis mittelfristig realisierbar zu sein. In Kombination mit einer mäßigen Erhöhung des Mischwasserzuflusses auf der Kläranlage von 350 auf 400 l/s und einer Optimierung der Drosseleinstellung bei diesen Randbedingungen ist nach Umsetzung der Maßnahmen mit einer Verringerung der entlasteten Wassermenge und mit einer Reduktion der eingeleiteten CSB-Schmutzfracht um etwa 34 % zu rechnen. Demgegenüber ist die geringfügige Erhöhung der auf der Kläranlage emittierten Schmutzfracht nahezu vernachlässigbar.

Essen, im November 2007

Prof. Dr.-Ing.
Abteilungsleiter

Dipl.-Ing.
Projektleiter

Prof. Dr.-Ing.
Vorsitzender des Vorstandes,
Vorstand Technik und
Flussgebietsmanagement

Dr.-Ing.
Hauptabteilungsleiter

9. Literatur

- [1] ATV (1992):
ATV-Arbeitsblatt A 128, Richtlinie für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen. April 1992, Hennef.
- [2] ATV-DVWK (2003):
ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 198, Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. April 2003, Hennef.
- [3] BWK (2001):
BWK-Merkblatt 3, Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagseinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse. April 2001, Düsseldorf.
- [4] BWK (2007):
BWK-Merkblatt 7, Detaillierte Nachweisführung immissionsorientierter Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen gemäß BWK-Merkblatt 3 – Gelbdruck, Stand 2007. Stuttgart.
- [5] Decker, J. (1998):
Auswirkungen von Fremdwasser auf Abwasseranlagen und Gewässer. GWA 168, Aachen 1998.
- [6] EG Fischgewässer-Richtlinie (1978):
Richtlinie des Rates vom 18. Juli 1978 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten - 78/659/EWG.
- [7] Emerson, K., R. E. Russo & R.V. Thurston (1974):
Aqueous ammonia equilibrium concentrations: effects of pH and temperature. J. Fish. Res. Can. 32, 2379 – 2383.
- [8] EU (2000):
Richtlinie 2000/60/EG vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Europäische Wasser-rahmenrichtlinie - EU-WRRL). ABI. L 327/1 vom 22. Dezember 2000.
- [9] Henze, M.; Gujer, W.; Mino, T.; van Loosdrecht, M. (2000):
Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2D and ASM3. IWA Publishing, London, UK.
- [10] Jardin, N.; Hinzmann, H.-U. (2006):
Optimierung der Niederschlagswasserbehandlung in einem Einzugsgebiet mit erhöhtem Fremdwasseranfall. Gewässerschutz - Wasser - Abwasser, Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen, 2006, Band 202, 30/1 - 30/22.

- [11] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (1994):
Biozönotische FG-Typenkarte BRD. Bearbeitung: Umweltbüro Essen.
- [12] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (1998):
Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland. Chemische Gewässergüteklassifikation. 1. Aufl., Berlin.
- [13] Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (1999a):
Leitbilder für kleinere bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen – Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen. LUA-Merkblatt Nr. 17, Essen.
- [14] Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (1999b):
Referenzgewässer der Fließgewässertypen. LUA-Merkblatt Nr. 16, Essen.
- [15] Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2002):
Fließgewässertypenatlas Nordrhein-Westfalen. LUA-Merkblatt Nr. 36, Essen.
- [16] Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung:
Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Stand Mai 2006 (ohne Ort, auch: www.fliessgewaesserbewertung.de).
- [17] MUNLV (2005):
Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW.
Ergebnisbericht Ruhr – Wasserrahmenrichtlinie in NRW – Bestandsaufnahme (ohne Ort, auch: www.flussgebiete.nrw.de).
- [18] Nikolavcic, B.; Svardal, K.; Wandl, G.; Günther, N.; Kühn, V.; Spatzierer, G. (2007):
Behandlung von Mischwasser im Nachklärbecken. *gwf Wasser Abwasser*, 148, 10, 710–720.
- [19] Podraza, P. (1996):
Abundanzänderungen von *Baetis rhodani* Pict. (Ephemeroptera: Baetidae) unter dem Einfluss von Mischwassereinleitungen.- Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V. (Hrsg.): Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 1995 in Berlin, 498-502.
- [20] Podraza, P. (1999):
Regenentlastungen der Mischwasserkanalisation - Einflüsse auf die Makroinvertebratenzönose. - Essener Ökologische Schriften Bd. 10, 234 pp. + Anhang.
- [21] Ruhrverband (2000):
Kläranlage Plettenberg, SK 910 HS Kläranlage – Studie zur Situationsverbesserung der Lenne im Bereich der Restwasserstrecke unterhalb des Elektromarkwehres in Plettenberg-Elhausen. Plettenberg (interner Bericht).

10. Anlagen

10.1 **Ergebnisse der Fremdwasserauswertung**

**Oestertal,
Bereich Plettenberg**

Fremdwasserabflüsse in l/s

		Mrz 04	Apr 04	Mai 04	Jun 04	Jul 04	Aug 04	Sep 04	Okt 04	Nov 04	Dez 04	Jan 05	Feb 05
MST_04	TW-Tage	24,4	20,3	14,5	11,5	13,2	11,9	7,9	12,0	20,7	18,4	29,9	26,5
	21d-gl-Min	19,5	13,2	10,7	8,0	7,0	6,1	6,0	8,4	11,3	9,8	18,4	19,3
MST_00n	TW-Tage			50,9	36,0								
	21d-gl-Min			37,1	26,8								
MST_03	TW-Tage	66,0	61,2	49,2	47,4								
	21d-gl-Min	37,1	40,9	37,0	32,7								
MST_05	TW-Tage	75,3	87,5	102,6	80,2	109,9	91,0	76,2	71,4	100,0	105,2	125,3	105,4
	21d-gl-Min	63,1	65,5	70,8	66,0	53,3	64,5	64,1	58,4	71,2	92,5	103,5	83,8

Grünetal

Fremdwasserabflüsse in l/s

		Mrz 04	Apr 04	Mai 04	Jun 04	Jul 04	Aug 04	Sep 04	Okt 04	Nov 04	Dez 04	Jan 05	Feb 05
MST_06	TW-Tage	8,3	8,0	7,5	4,0								
	21d-gl-Min	5,3	5,3	1,2	2,3								
MST_07	TW-Tage	9,2	7,3	6,2	5,1								
	21d-gl-Min	6,6	3,5	2,8	3,6								
MST_08	TW-Tage	22,9	24,6	24,0	18,8	23,2	21,0	21,8	21,4	28,7	22,2	31,7	35,1
	21d-gl-Min	18,3	18,6	16,1	14,2	16,6	16,7	16,2	16,5	16,0	19,0	24,6	29,0

Elsetal

Fremdwasserabflüsse in l/s

		Mrz 04	Apr 04	Mai 04	Jun 04	Jul 04	Aug 04	Sep 04	Okt 04	Nov 04	Dez 04	Jan 05	Feb 05
MST_09	TW-Tage					4,2	2,7	15,7	14,5	15,6			
	21d-gl-Min					3,0	3,0	10,0	10,9	5,5			
MST_10	TW-Tage					27,2	18,9	21,1	24,9	22,9			
	21d-gl-Min					19,7	16,3	15,7	12,3	10,0			
MST_11	TW-Tage					3,5	2,7	3,3	3,4	4,1			
	21d-gl-Min					2,7	1,9	2,4	2,9	1,4			
MST_12	TW-Tage	39,8	34,5	25,5	25,6	39,1	33,2	33,0	23,3	56,1	29,0	70,0	94,2
	21d-gl-Min	27,7	23,9	18,6	20,0	17,6	19,8	25,8	16,6	24,8	21,1	47,9	53,9

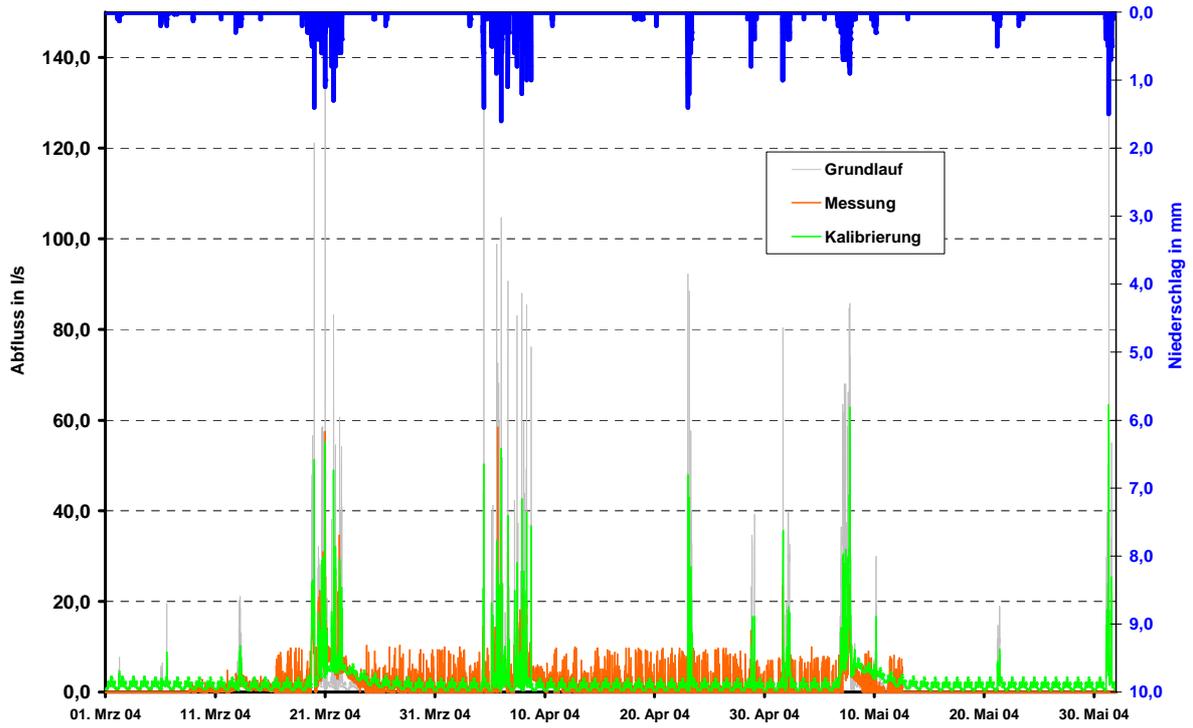
Lennetal

Fremdwasserabflüsse in l/s

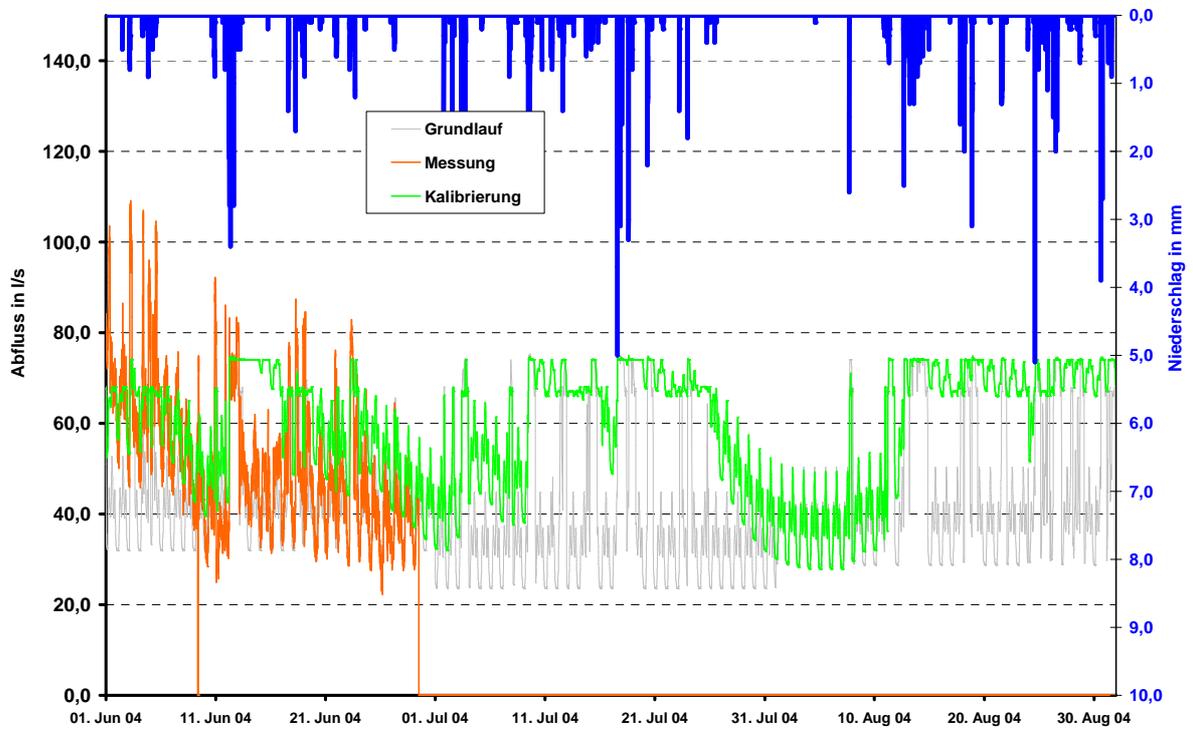
		Mrz 04	Apr 04	Mai 04	Jun 04	Jul 04	Aug 04	Sep 04	Okt 04	Nov 04	Dez 04	Jan 05	Feb 05
MST_14	TW-Tage	156,4	172,4	163,2	108,5	124,5	119,7	127,1	143,3	212,8	157,8	238,3	299,2
	21d-gl-Min	130,2	144,7	122,3	101,6	103,9	105,0	104,8	132,7	135,4	129,7	198,0	188,4
MST_15	TW-Tage									0,5	0,5	1,5	3,8
	21d-gl-Min										0,2	0,8	1,6
MST_16	TW-Tage									9,4			12,1
	21d-gl-Min									3,4			7,3
MST_17	TW-Tage									1,9	1,1	1,5	2,1
	21d-gl-Min									0,6	0,5	0,8	0,9
MST_18	TW-Tage	174,3	170,2	156,7	116,7	110,7	103,9	126,9	150,0	225,3	183,1	275,9	303,8
	21d-gl-Min	149,6	137,4	122,9	103,6	101,8	102,7	105,6	136,7	150,5	165,9	217,2	194,9
MST_19	TW-Tage					0,1	0,2	0,0	0,3	0,3			
	21d-gl-Min					0,0	0,0	0,0	0,1	0,1			
MST_20	TW-Tage				1,0	1,4	1,2	2,1	1,8	1,6			
	21d-gl-Min				0,3	0,8	0,4	1,0	1,0	0,5			
MST_KA	TW-Tage	191,7	188,9	162,2	126,9	140,8	115,3	133,7	148,4	239,9	193,9	275,5	330,0
	21d-gl-Min	156,4	142,8	123,7	107,2	104,4	104,4	112,1	133,1	148,6	155,6	210,8	206,2

10.2 Grafische Darstellung der Modellkalibrierung, Durchflussmessstellen

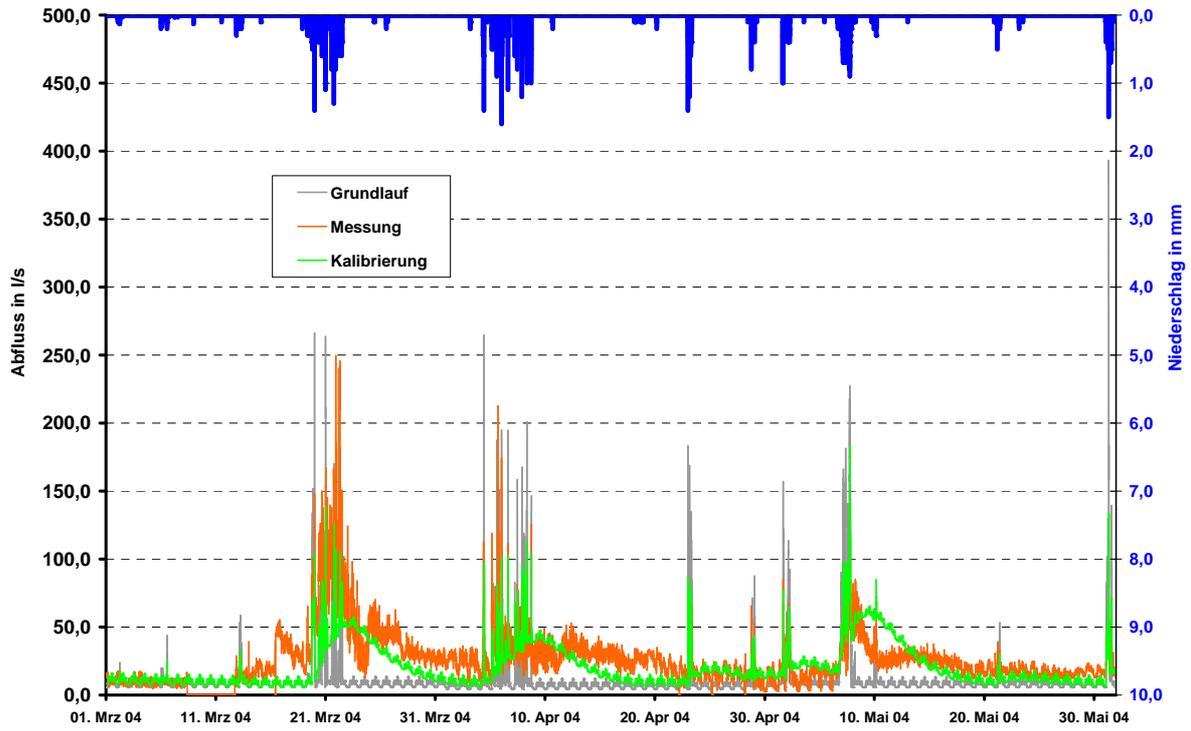
Messstelle : MST_00
Windhausen



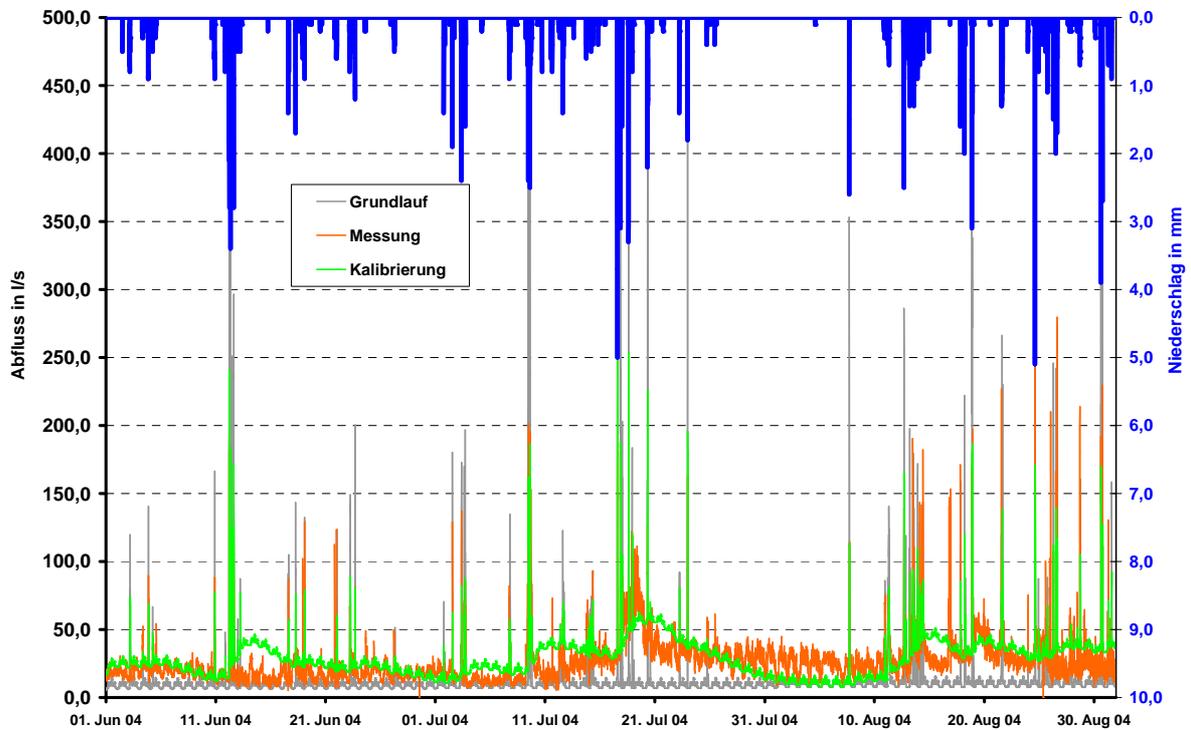
Messstelle : MST_00n
Oesterhammer



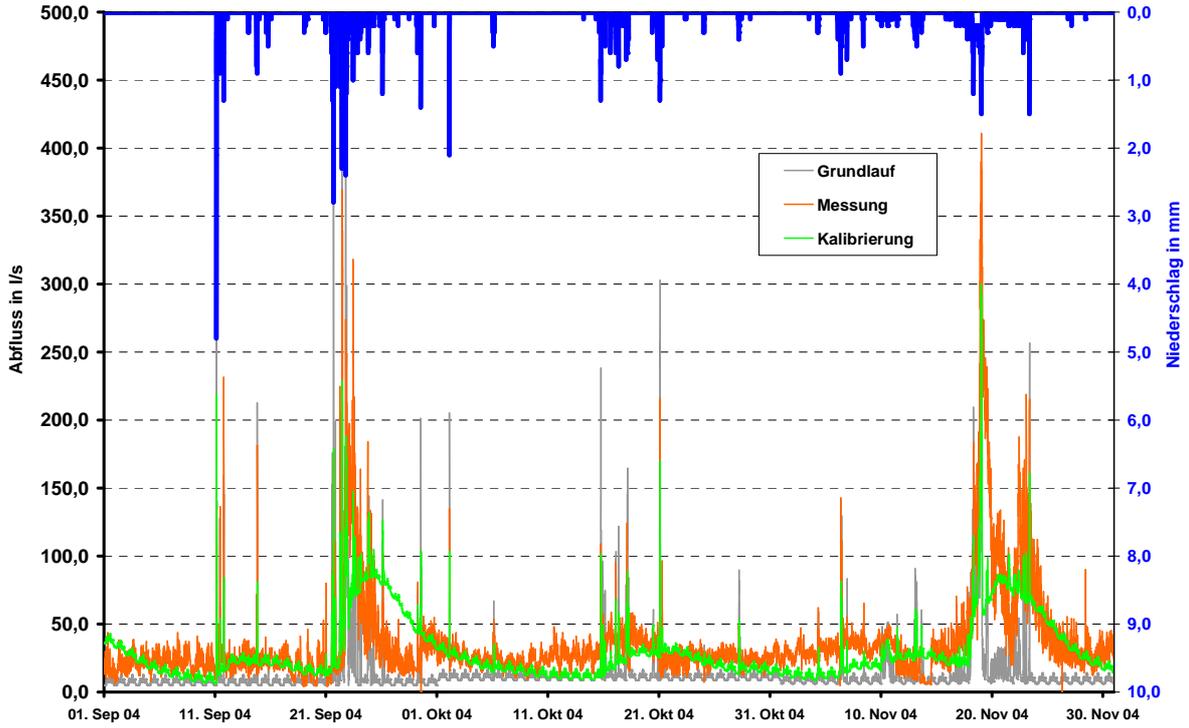
Messstelle : MST_01
Neuenhof



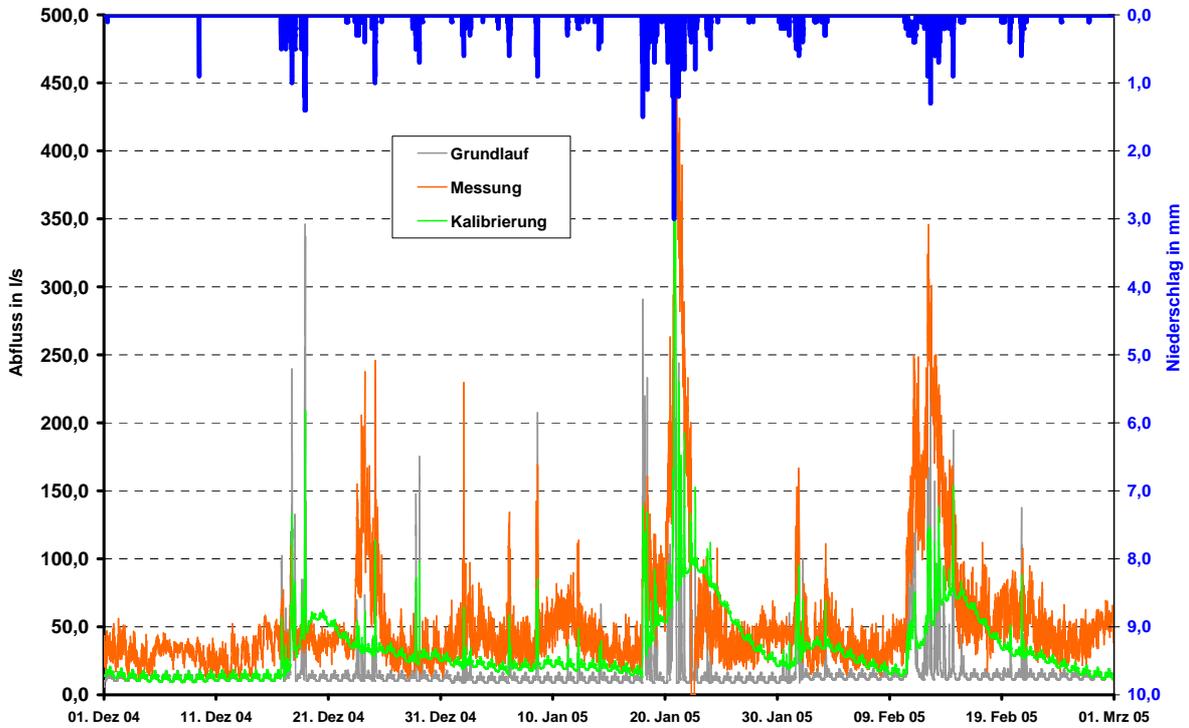
Messstelle : MST_01
Neuenhof



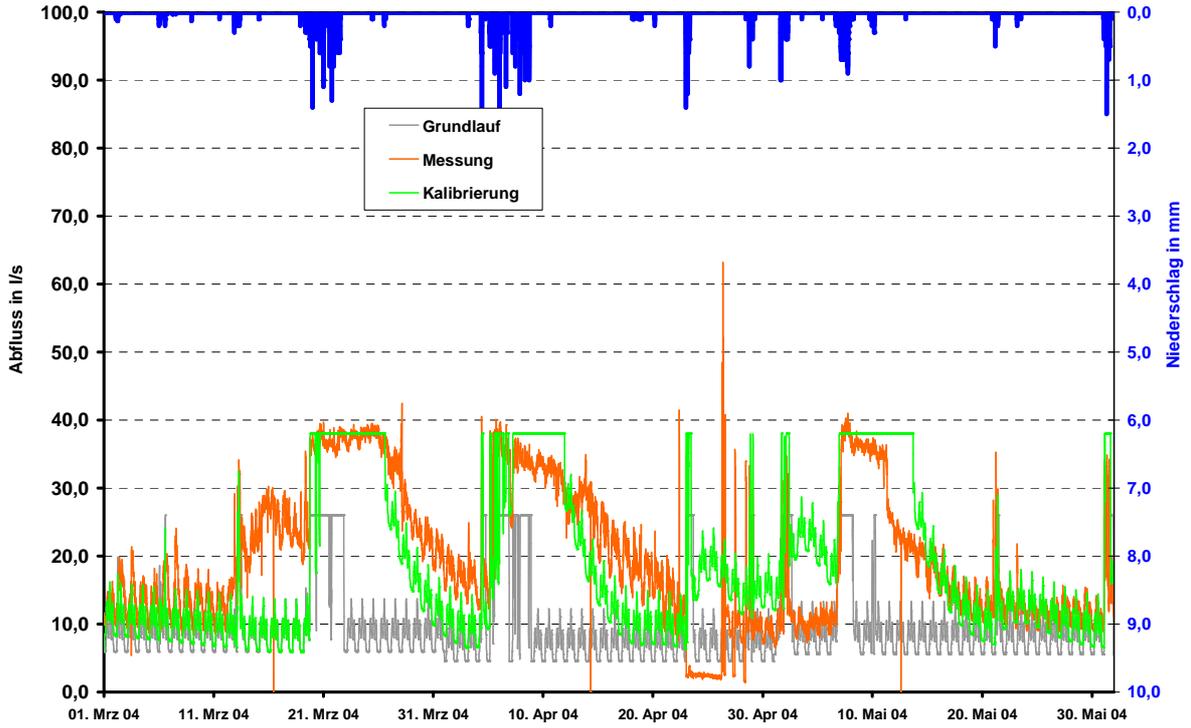
Messstelle : MST_01
Neuenhof



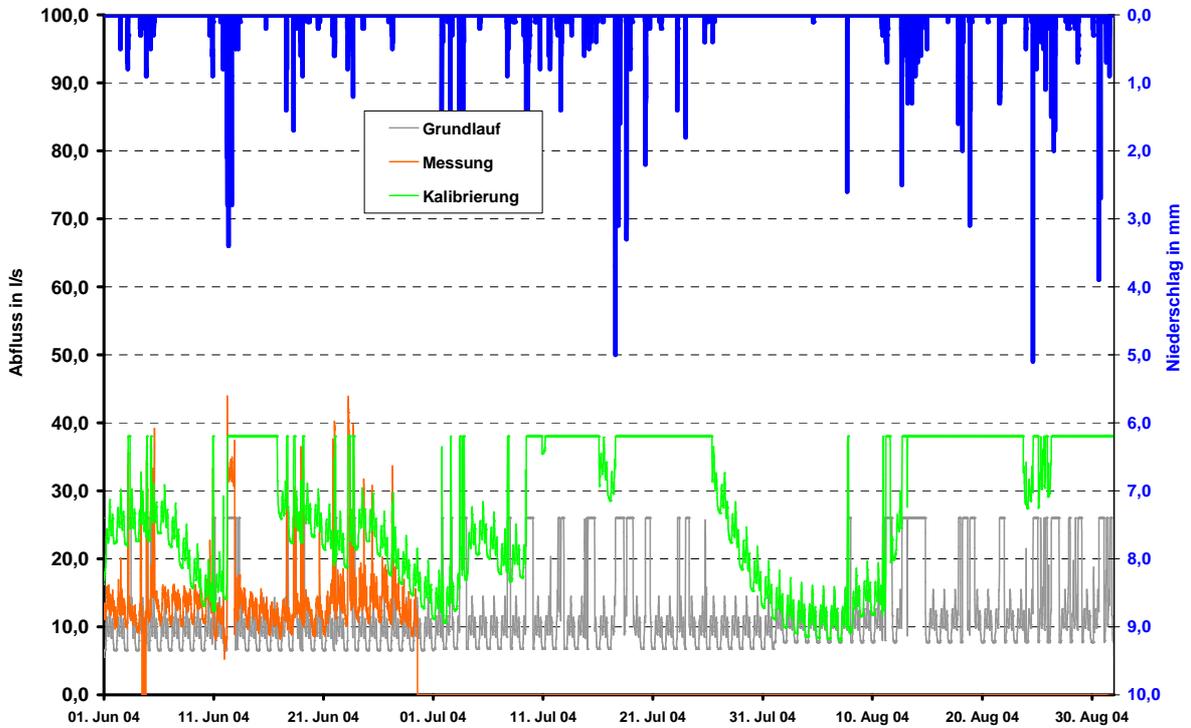
Messstelle : MST_01
Neuenhof



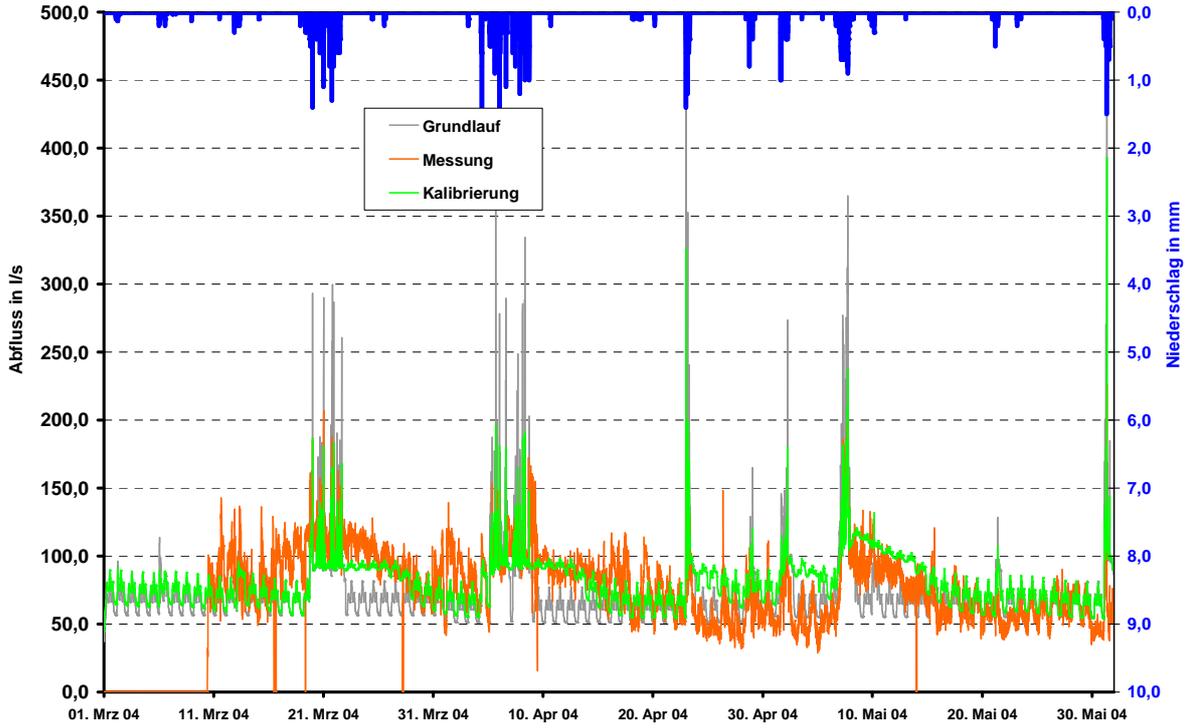
Messstelle : MST_02
Lettmecke



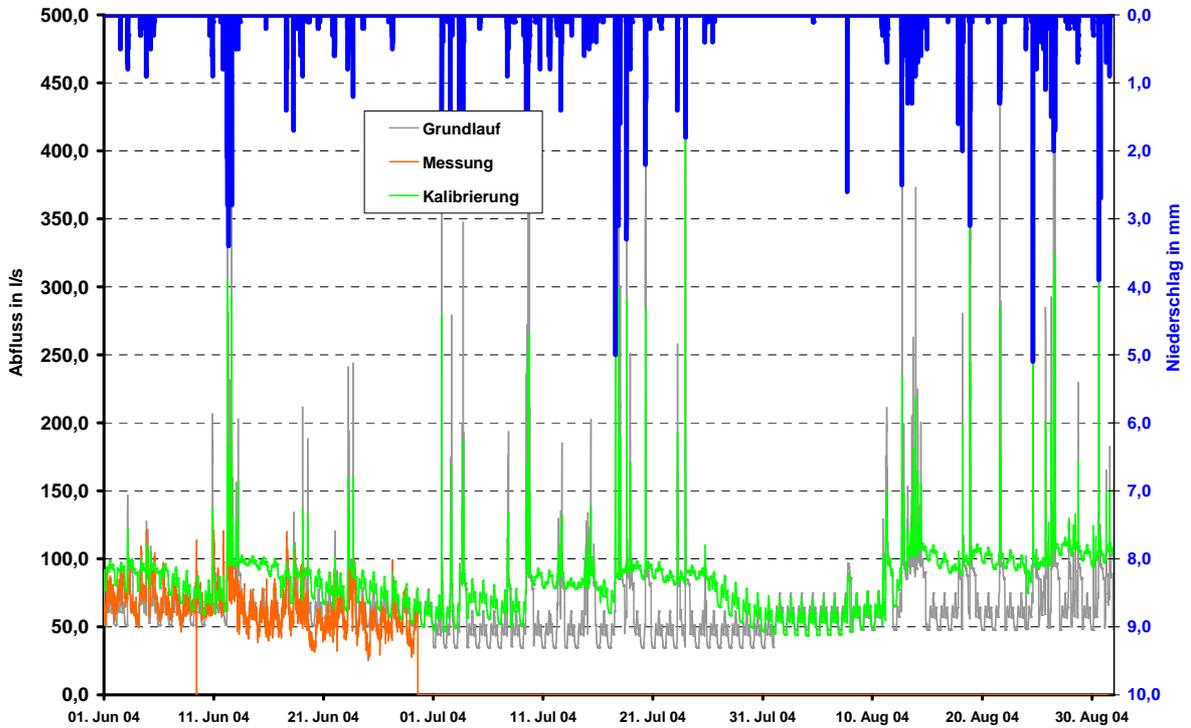
Messstelle : MST_02
Lettmecke



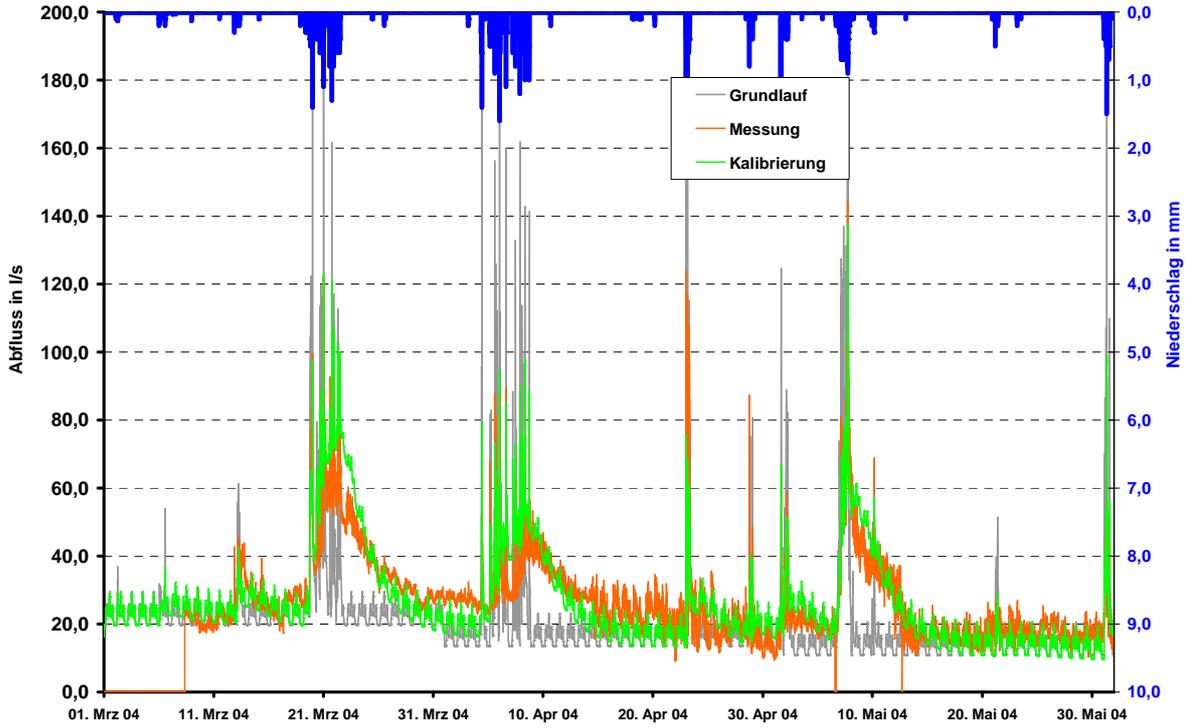
Messstelle : MST_03
RÜ Kaiserstr.



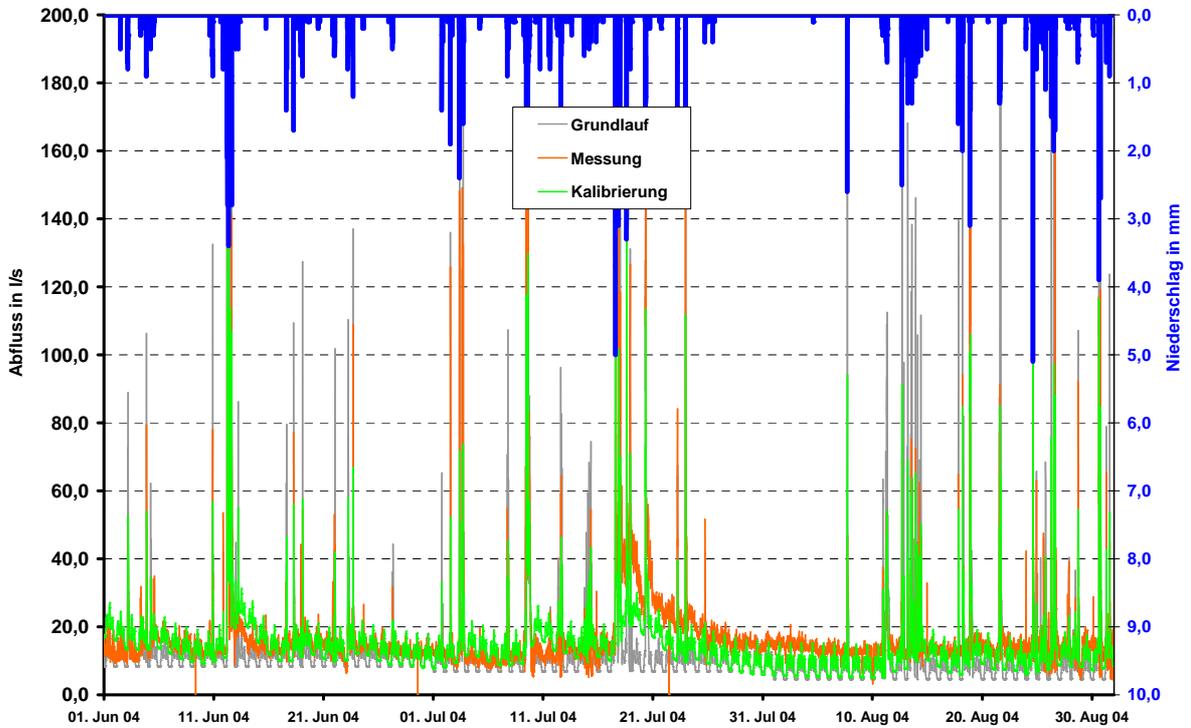
Messstelle : MST_03
RÜ Kaiserstr.



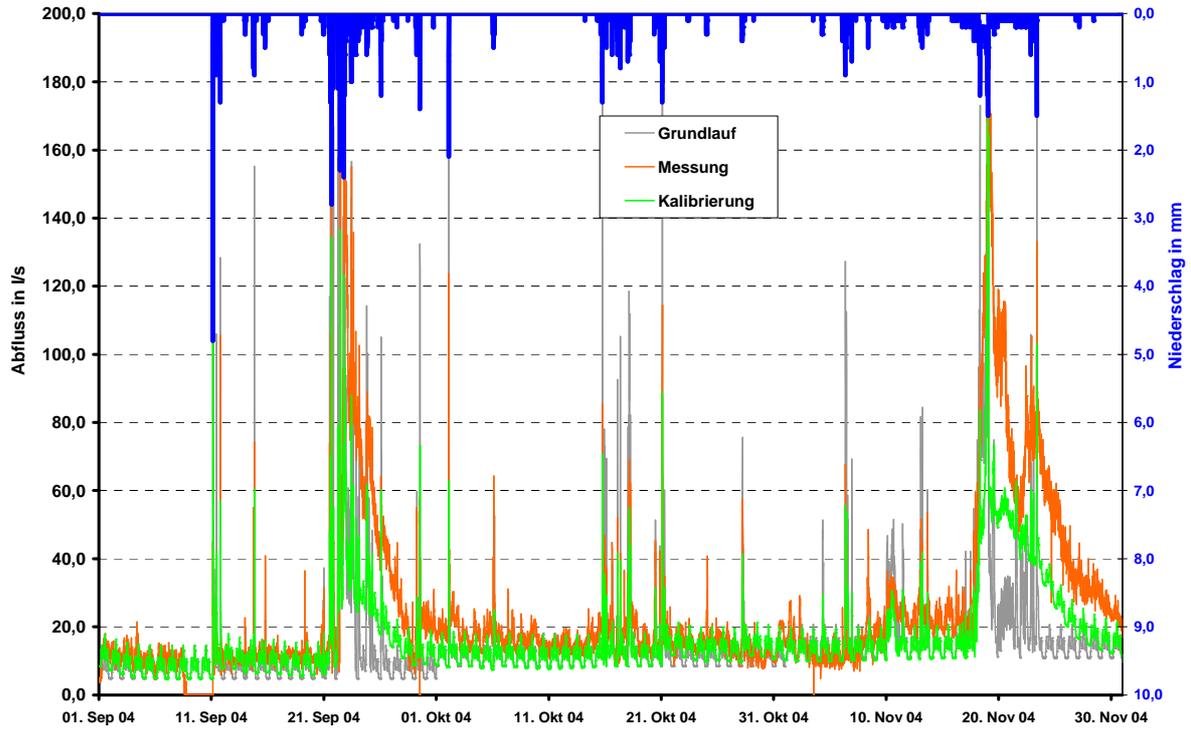
Messstelle : MST_04
Kückelheim



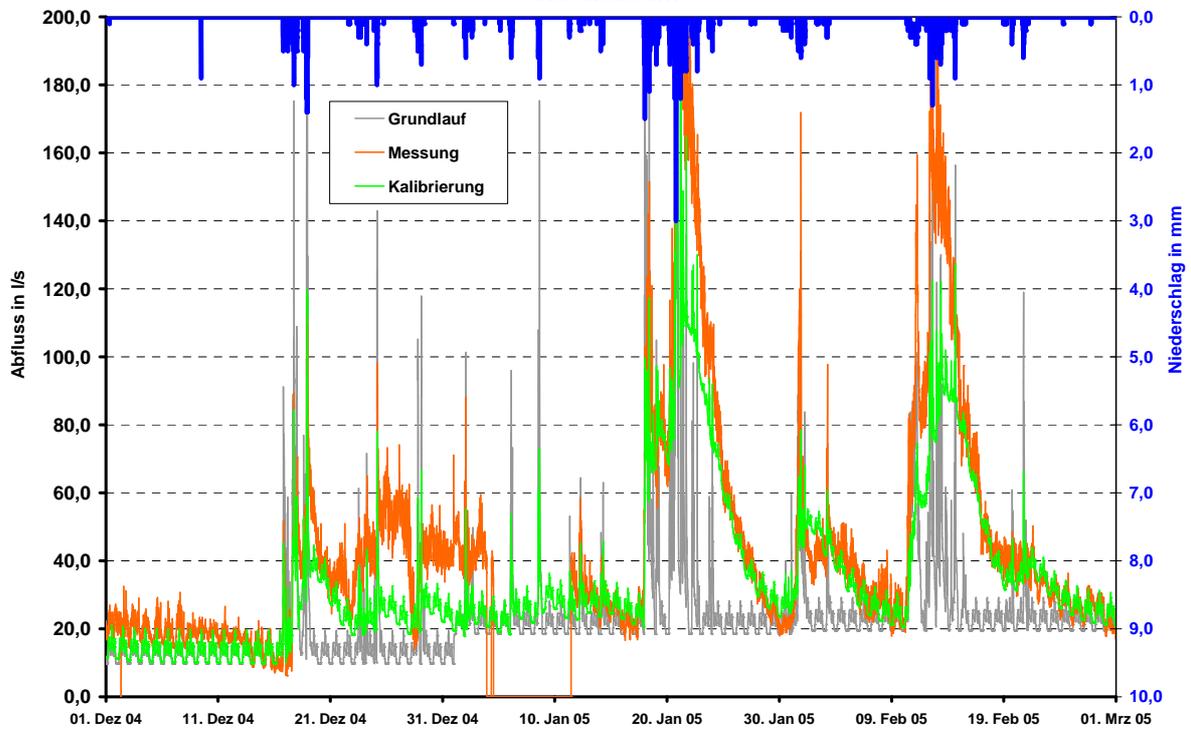
Messstelle : MST_04
Kückelheim



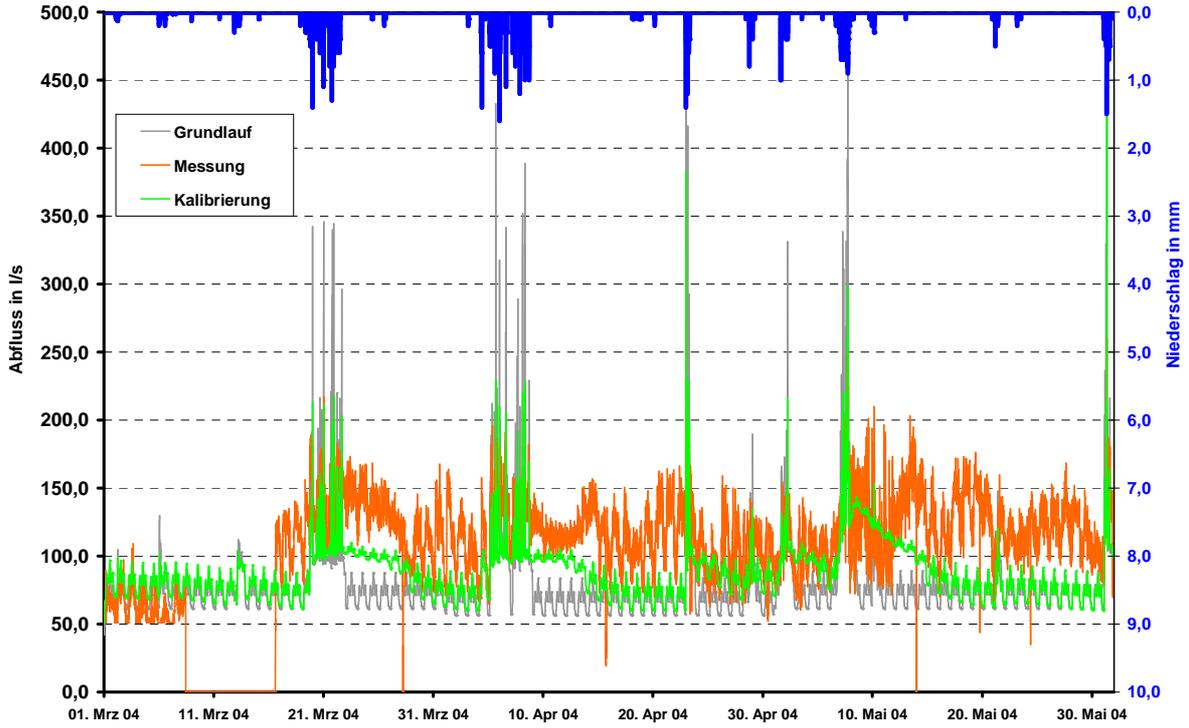
Messstelle : MST_04
Kückelheim



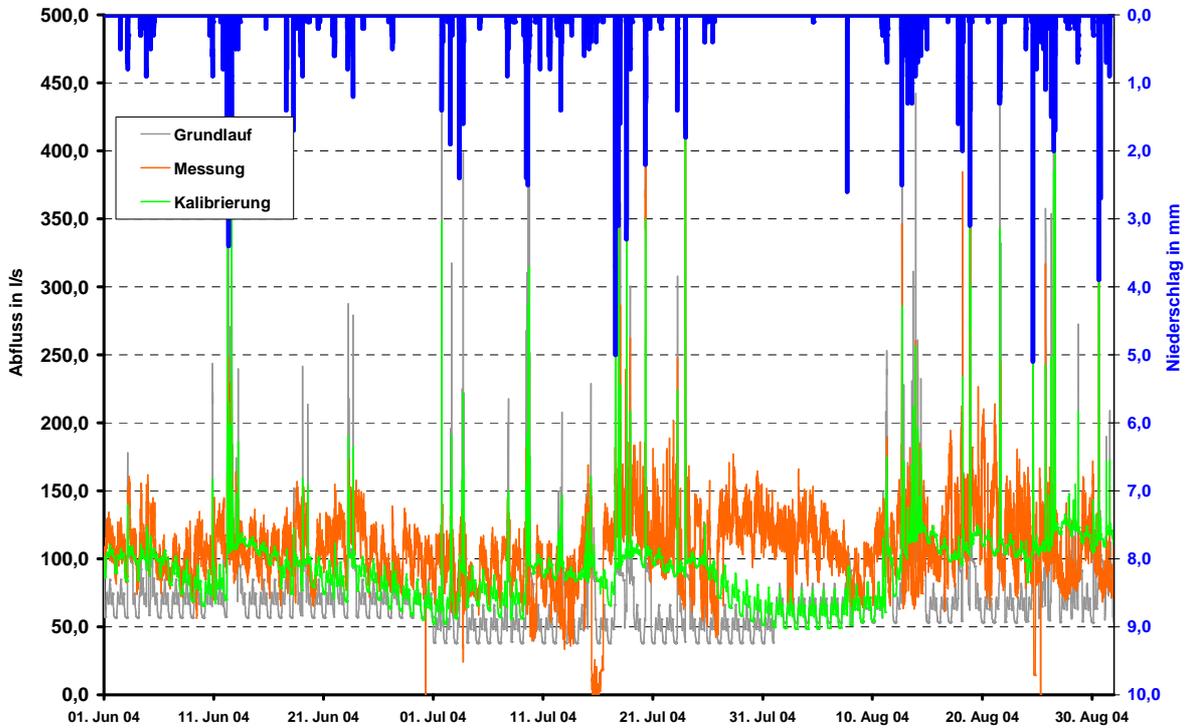
Messstelle : MST_04
Kückelheim



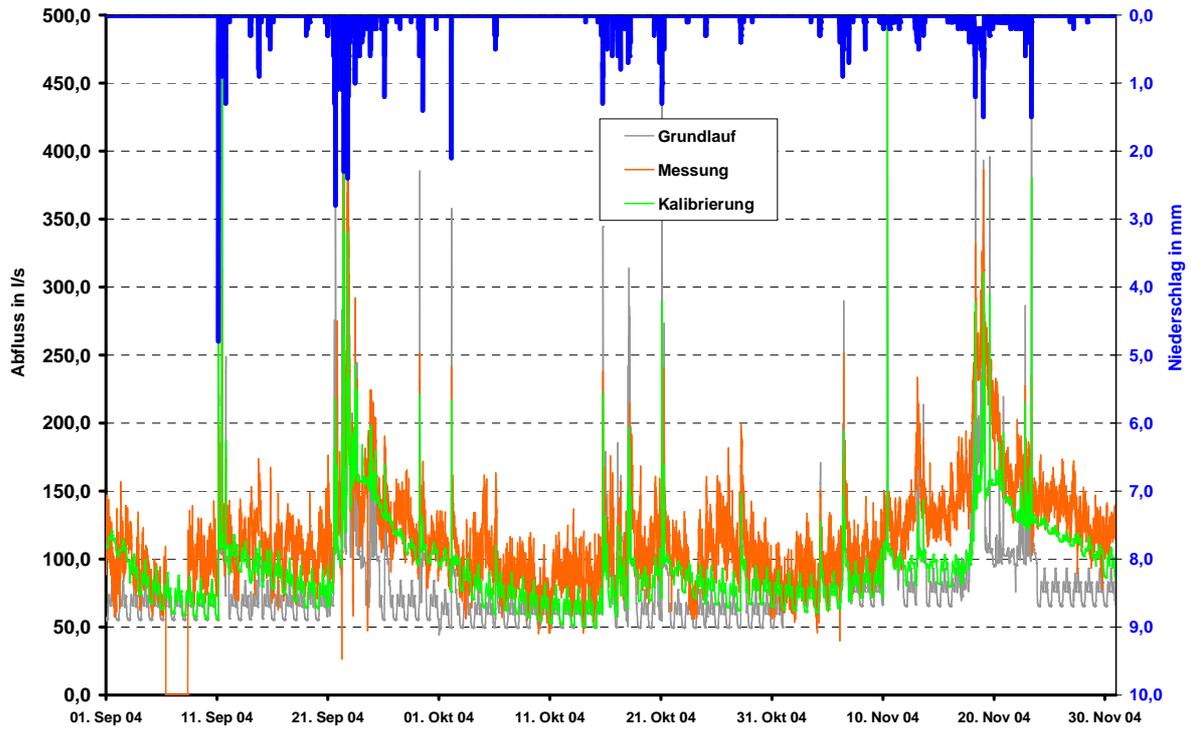
Messstelle : MST_05
Ende Oestertal



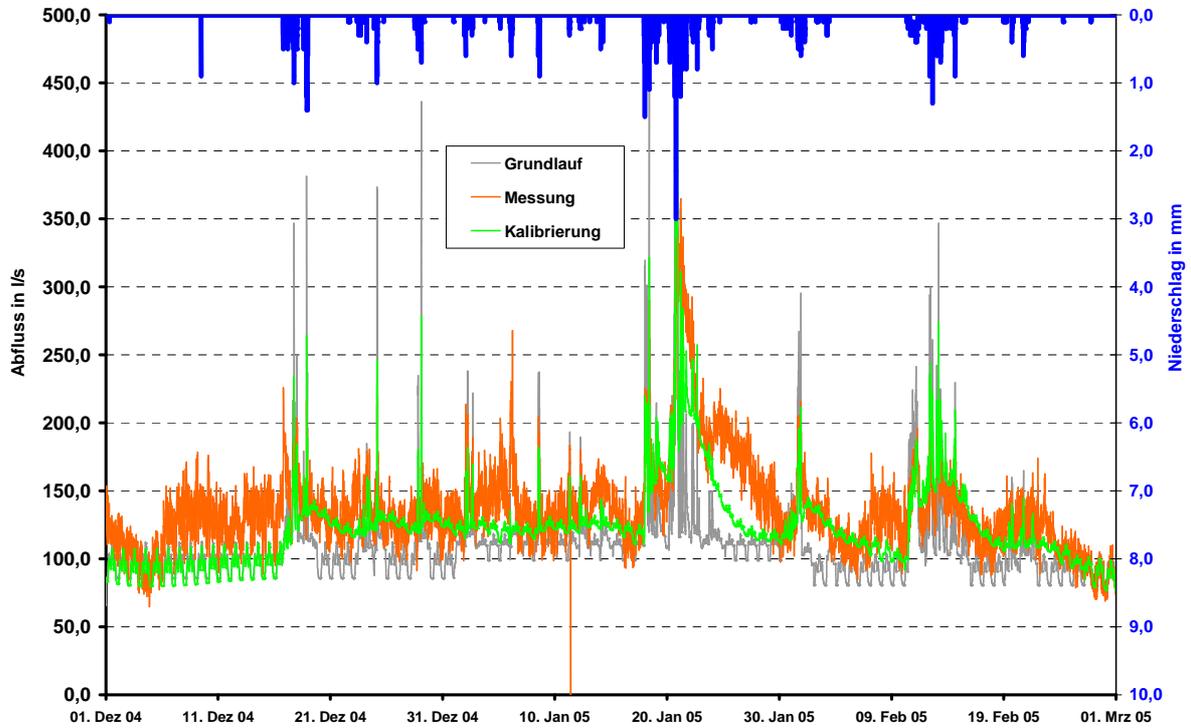
Messstelle : MST_05
Ende Oestertal



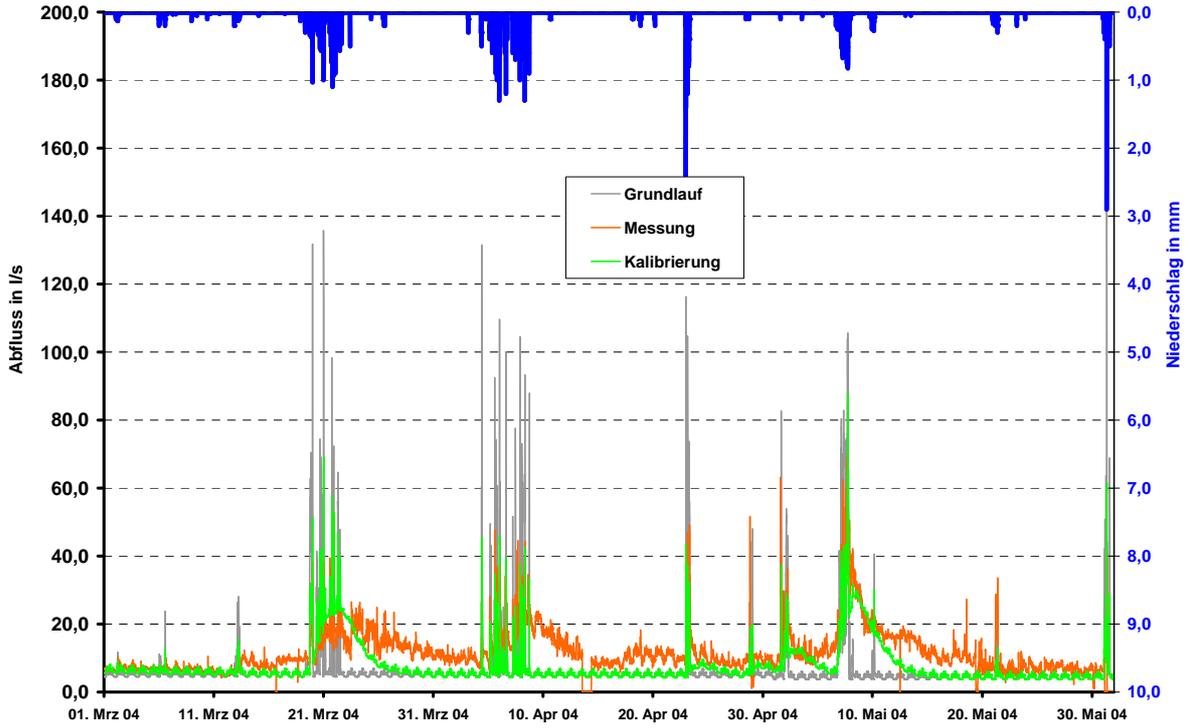
Messstelle : MST_05
Ende Oestertal



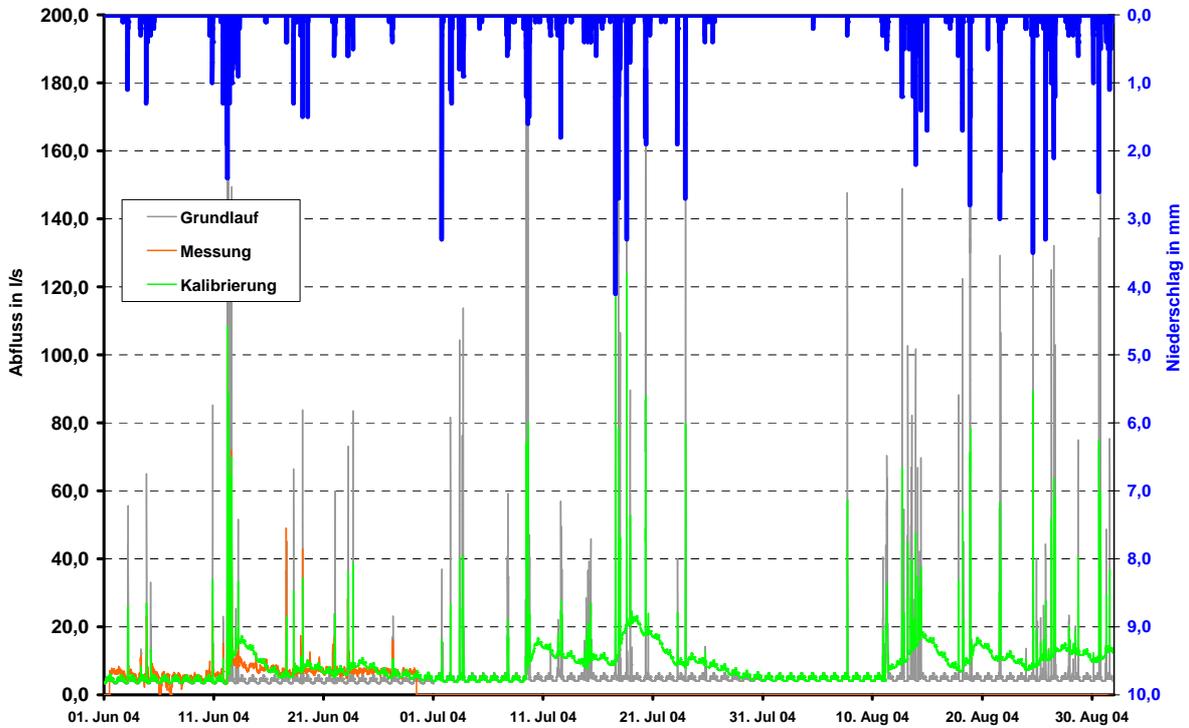
Messstelle : MST_05
Ende Oestertal



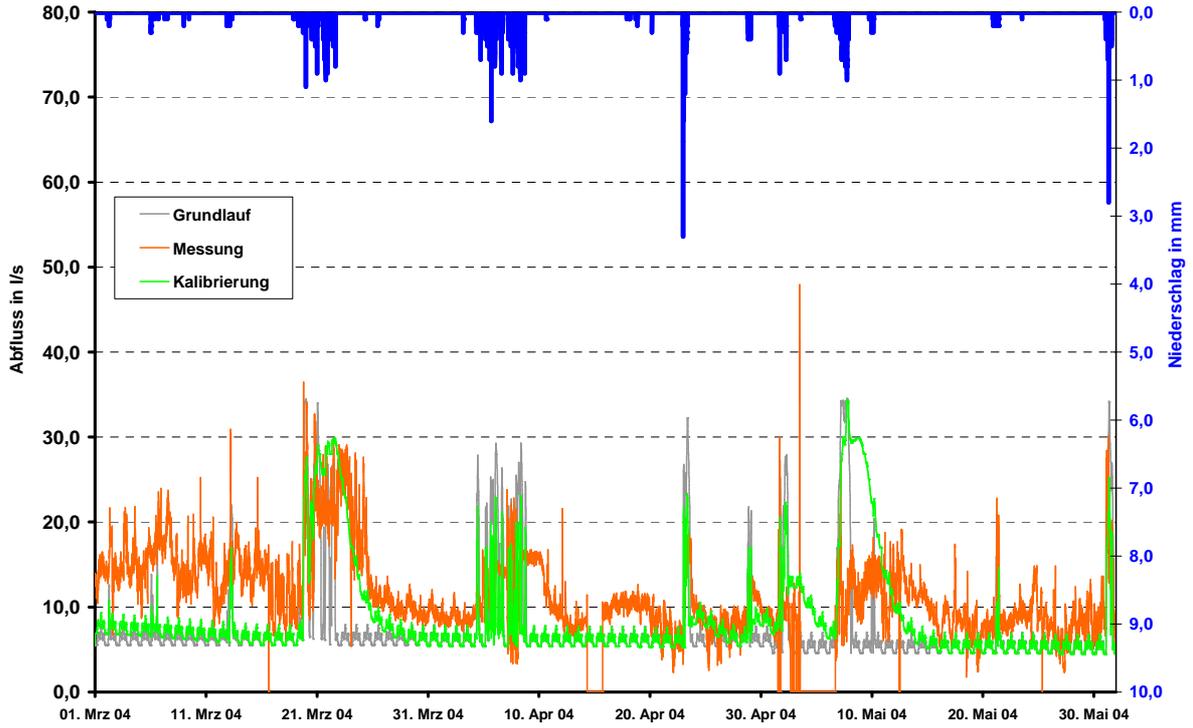
Messstelle : MST_06
Landemert



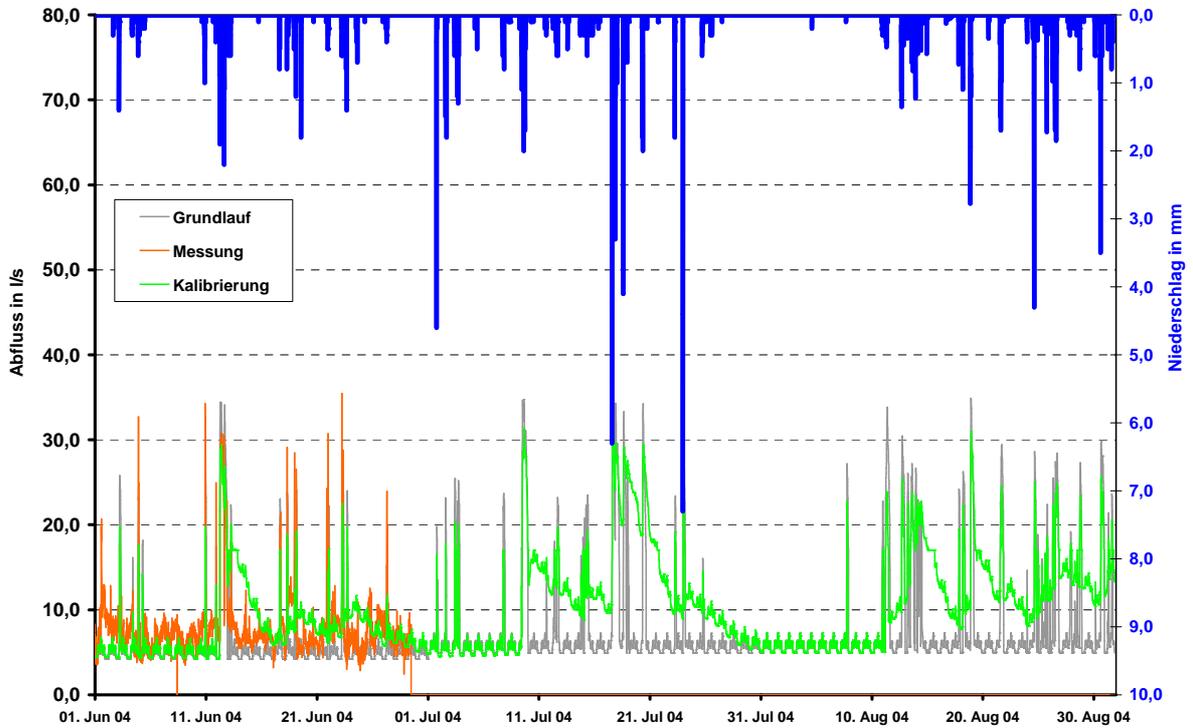
Messstelle : MST_06
Landemert



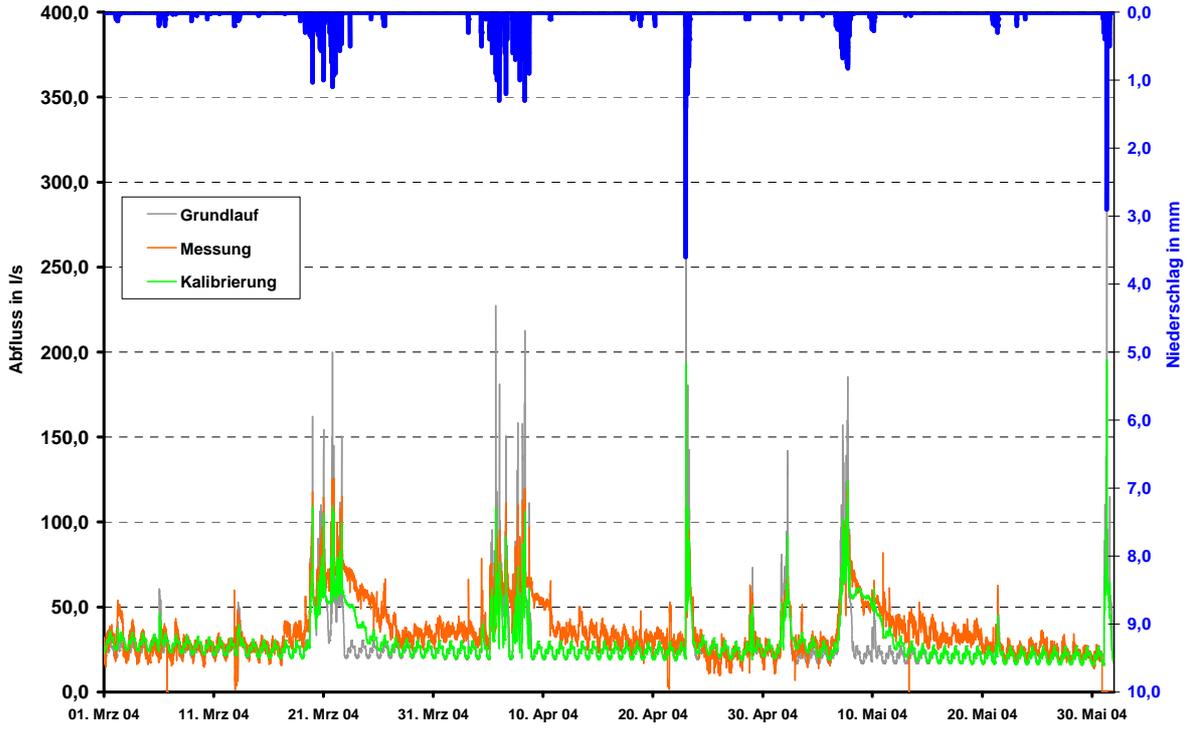
Messstelle : MST_07
Grünstraße



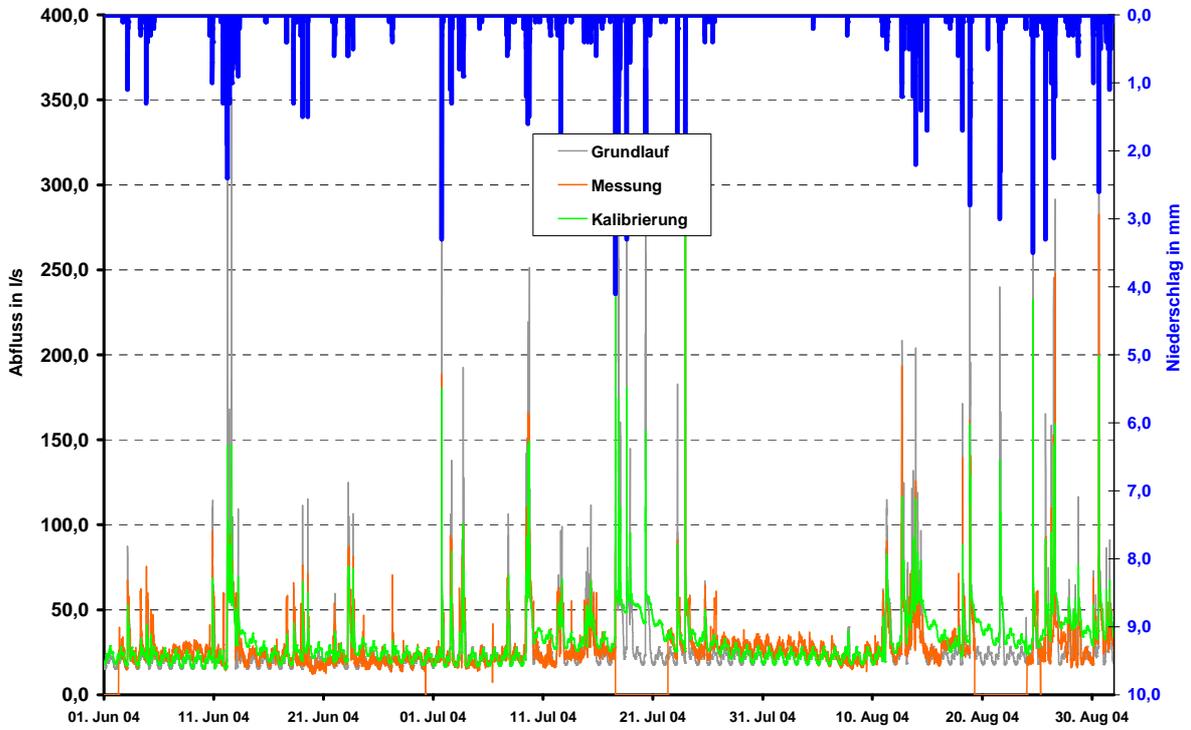
Messstelle : MST_07
Grünstraße



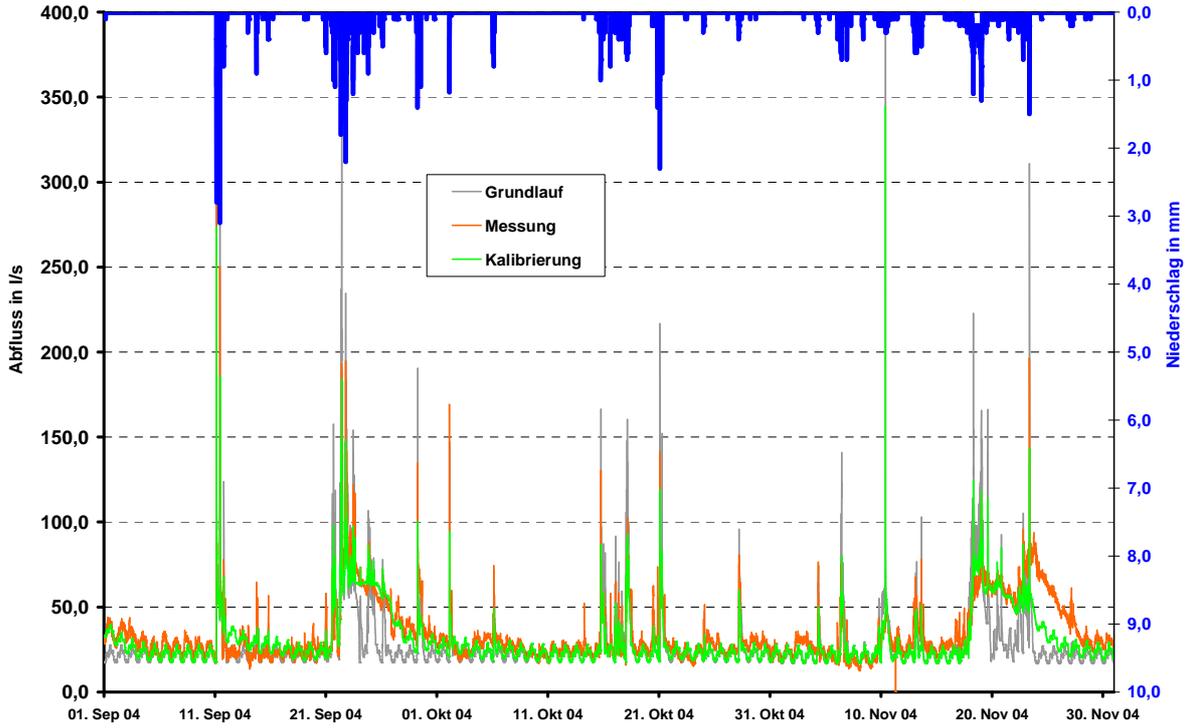
Messstelle : MST_08
Ende Grünetal



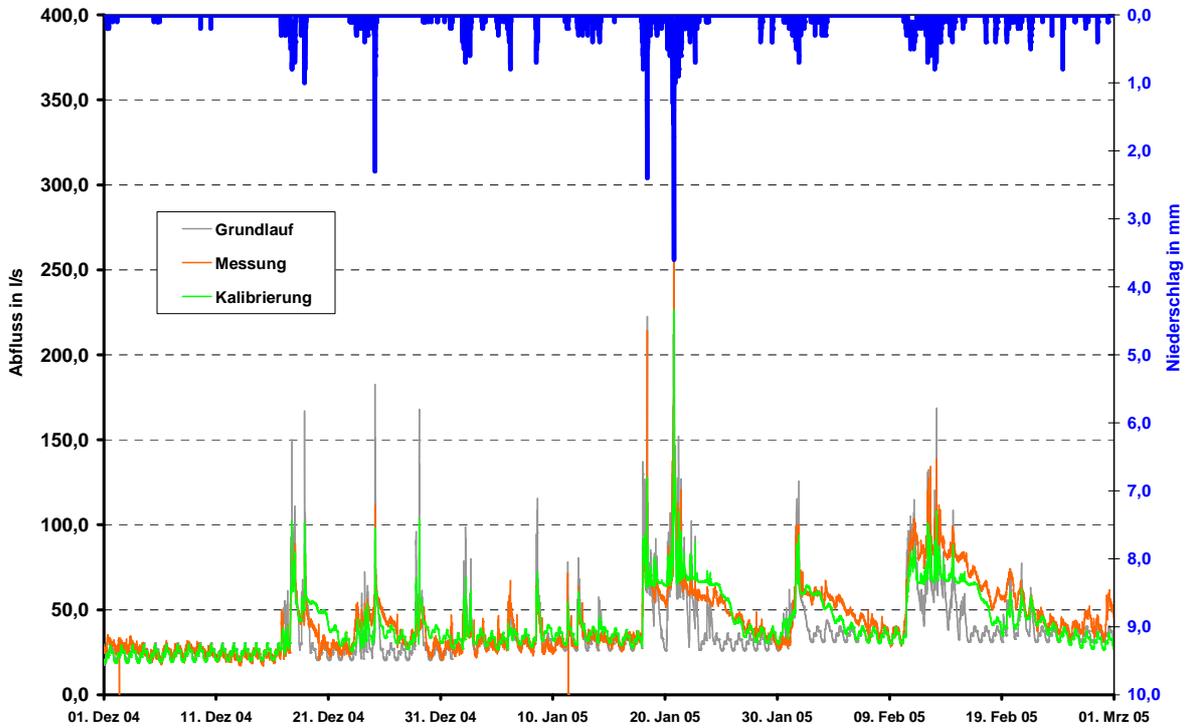
Messstelle : MST_08
Ende Grünetal



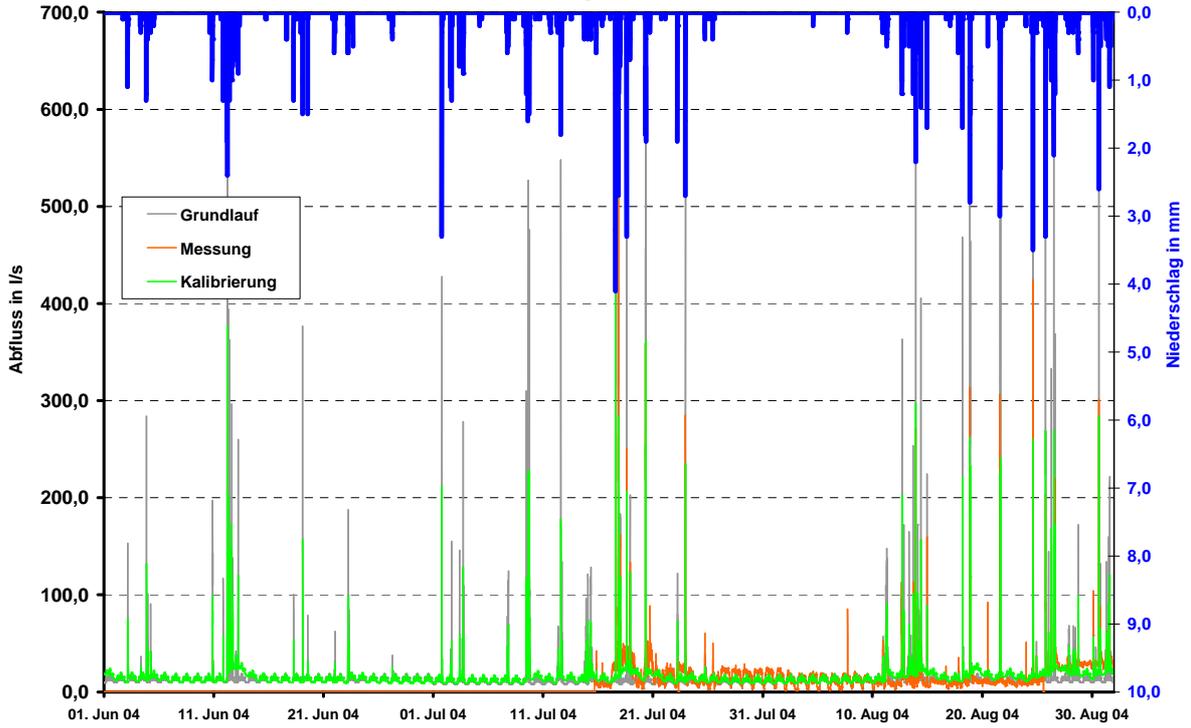
Messstelle : MST_08
Ende Grünetal



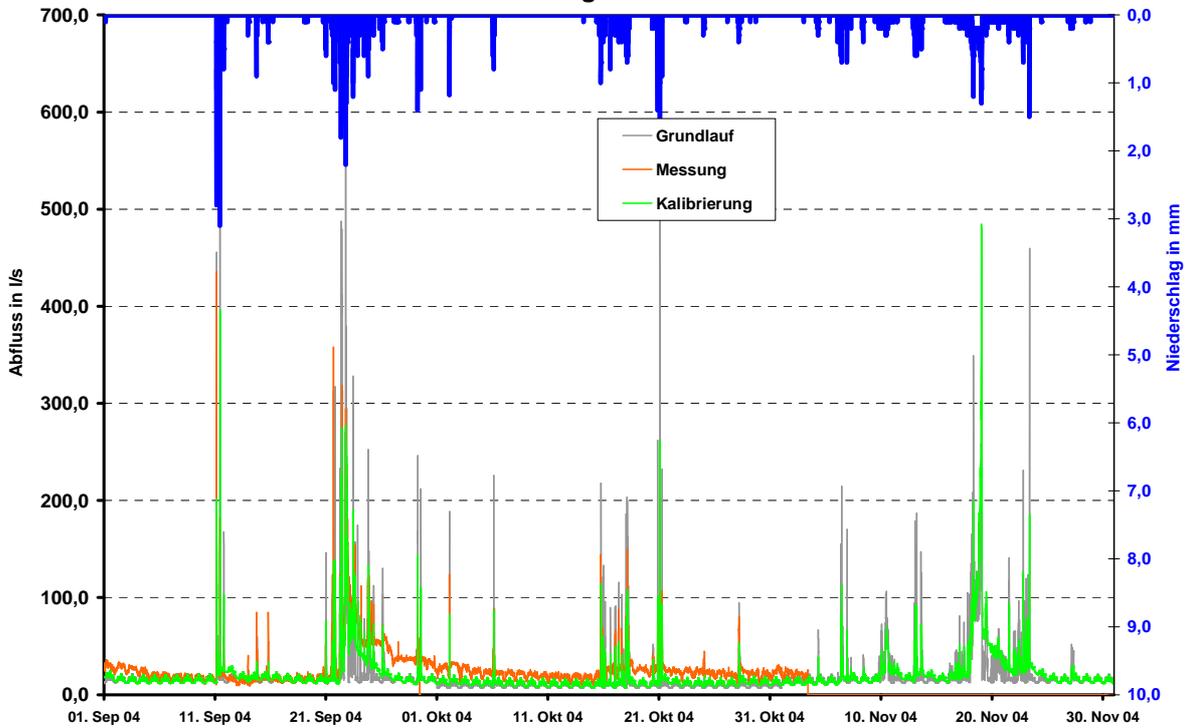
Messstelle : MST_08
Ende Grünetal



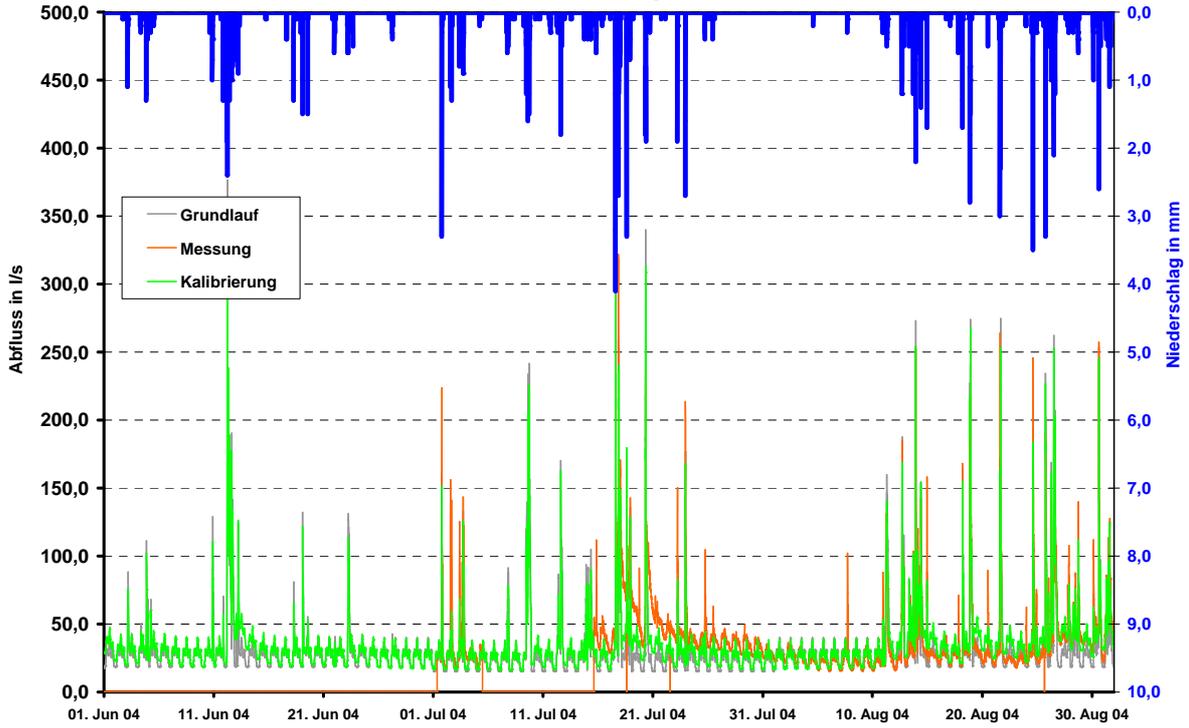
Messstelle : MST_09
Hüinghausen



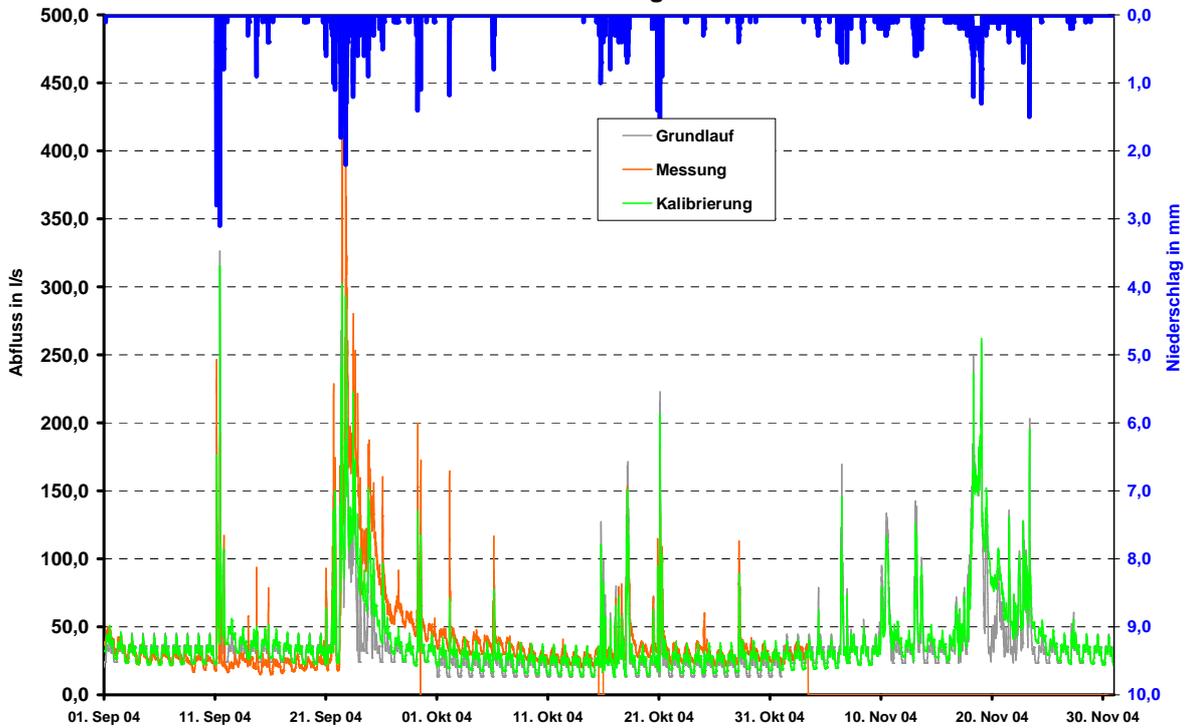
Messstelle : MST_09
Hüinghausen



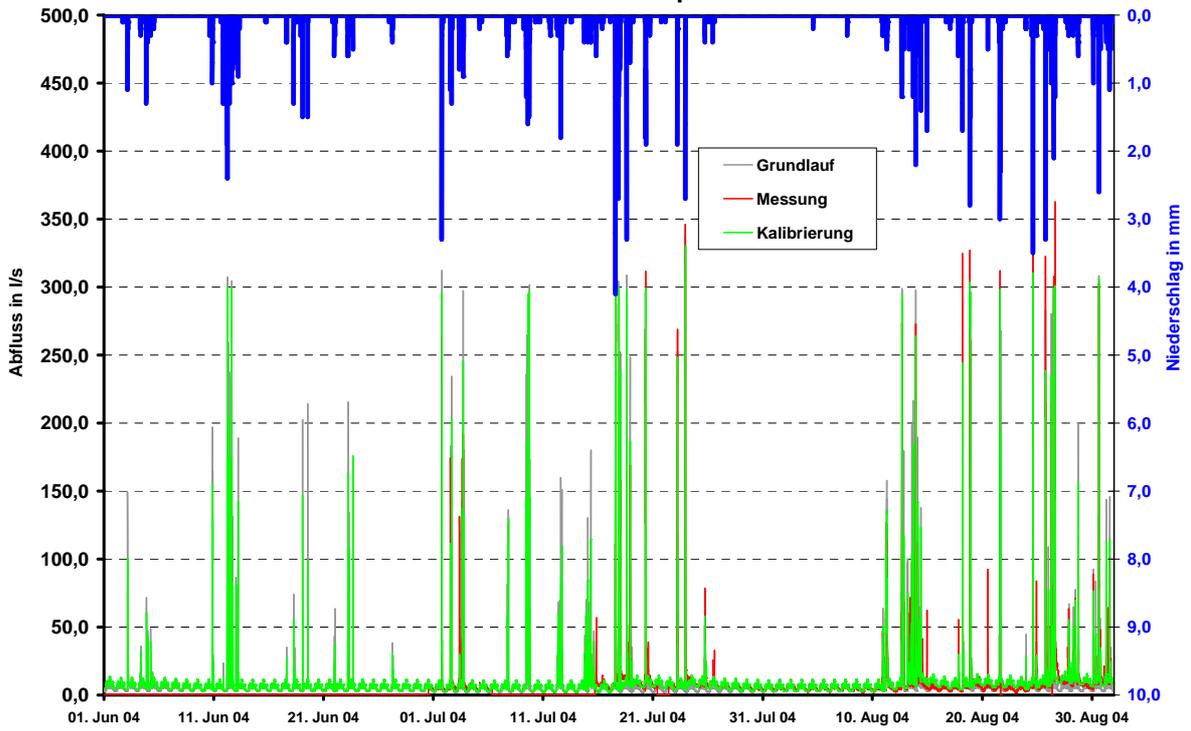
Messstelle : MST_10
Lehmweg



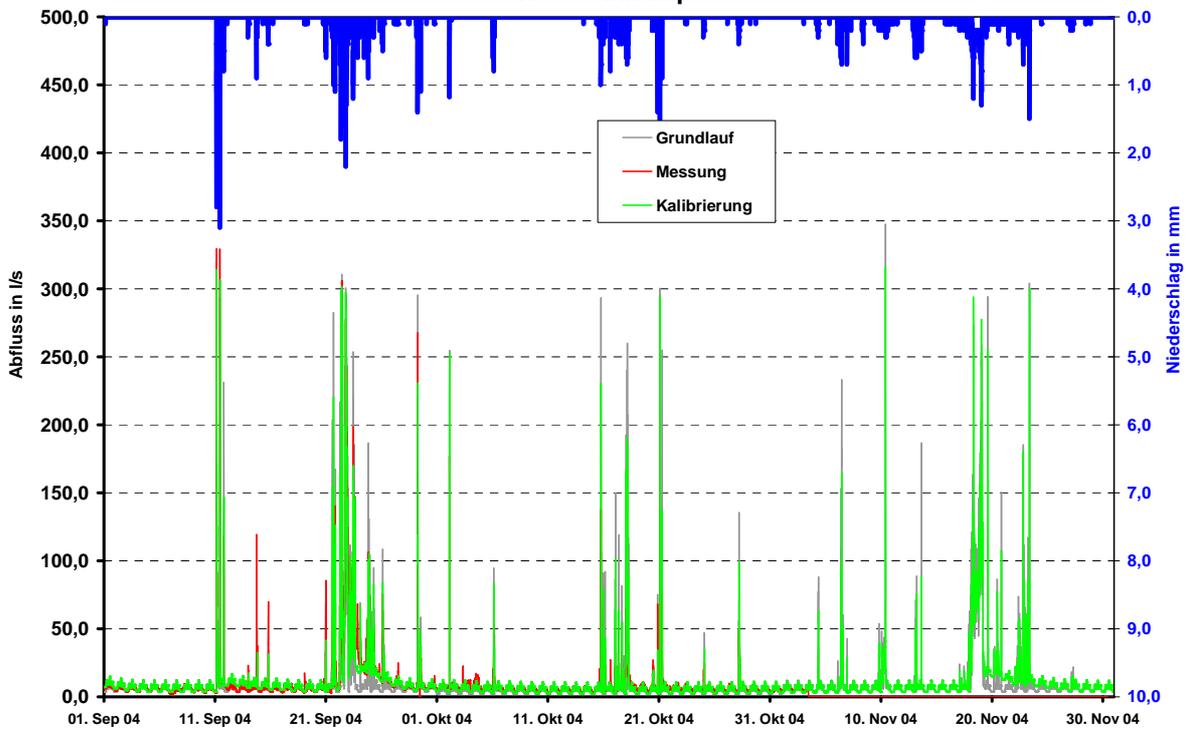
Messstelle : MST_10
Lehmweg



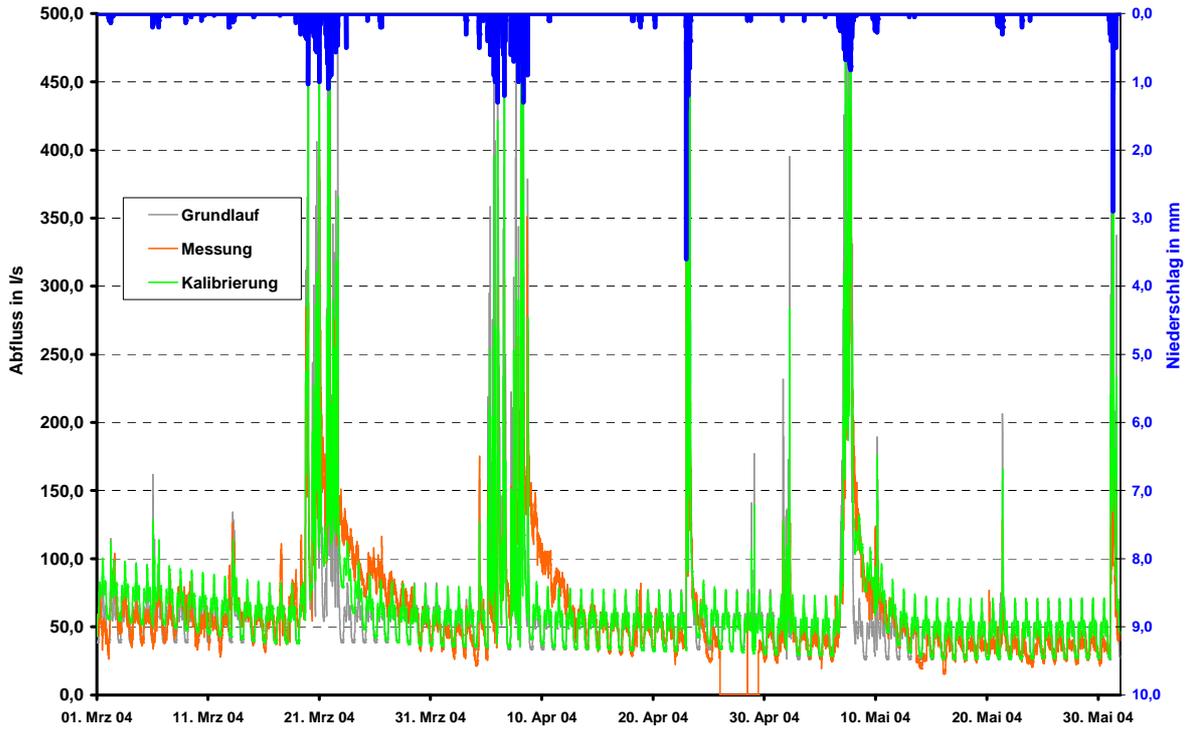
Messstelle : MST_11
RÜ Steinkamp



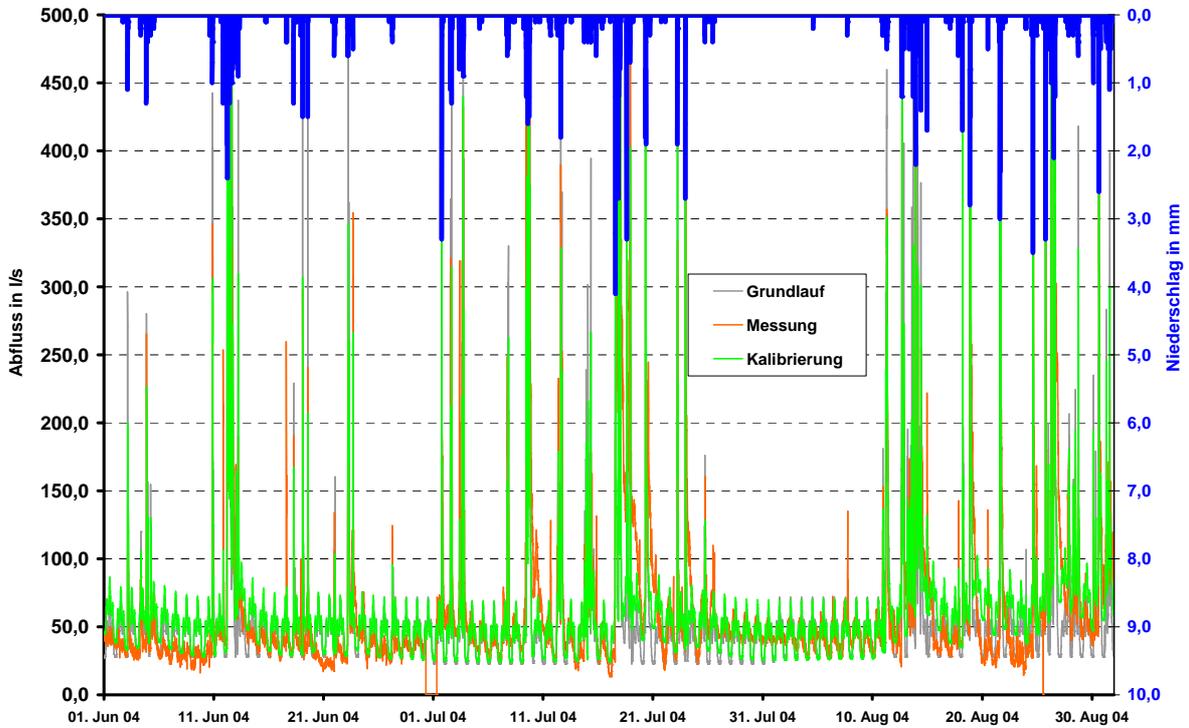
Messstelle : MST_11
RÜ Steinkamp



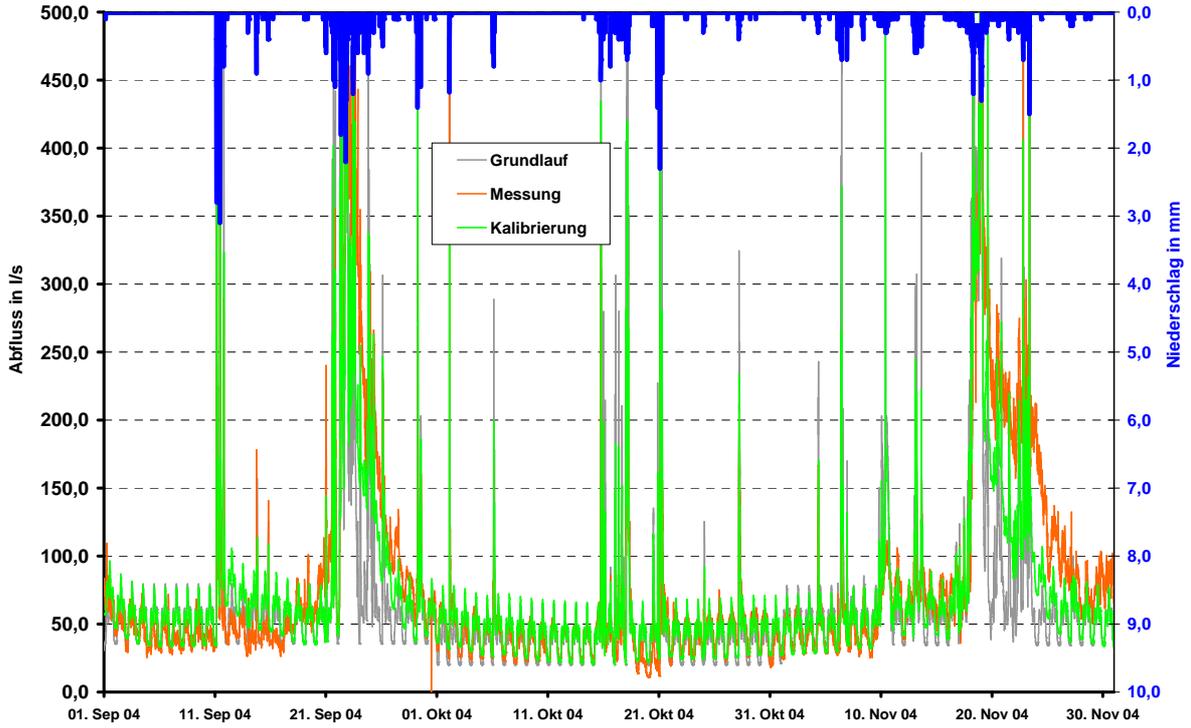
Messstelle : MST_12
Ende Elsetal



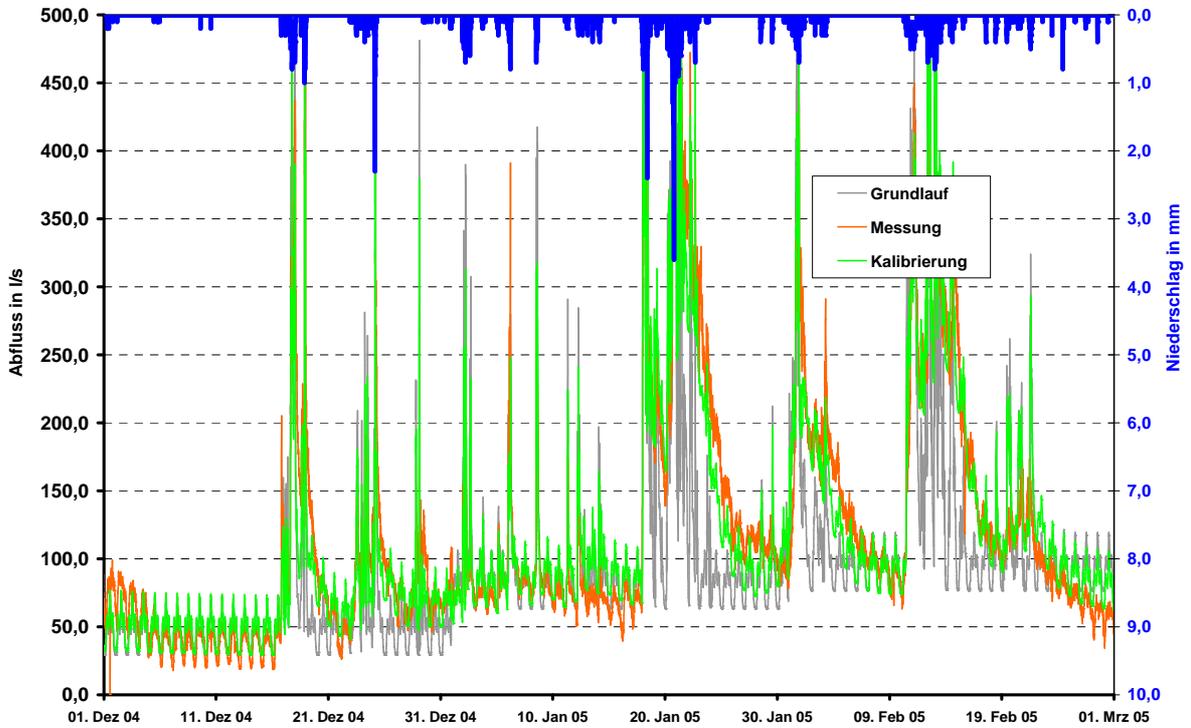
Messstelle : MST_12
Ende Elsetal



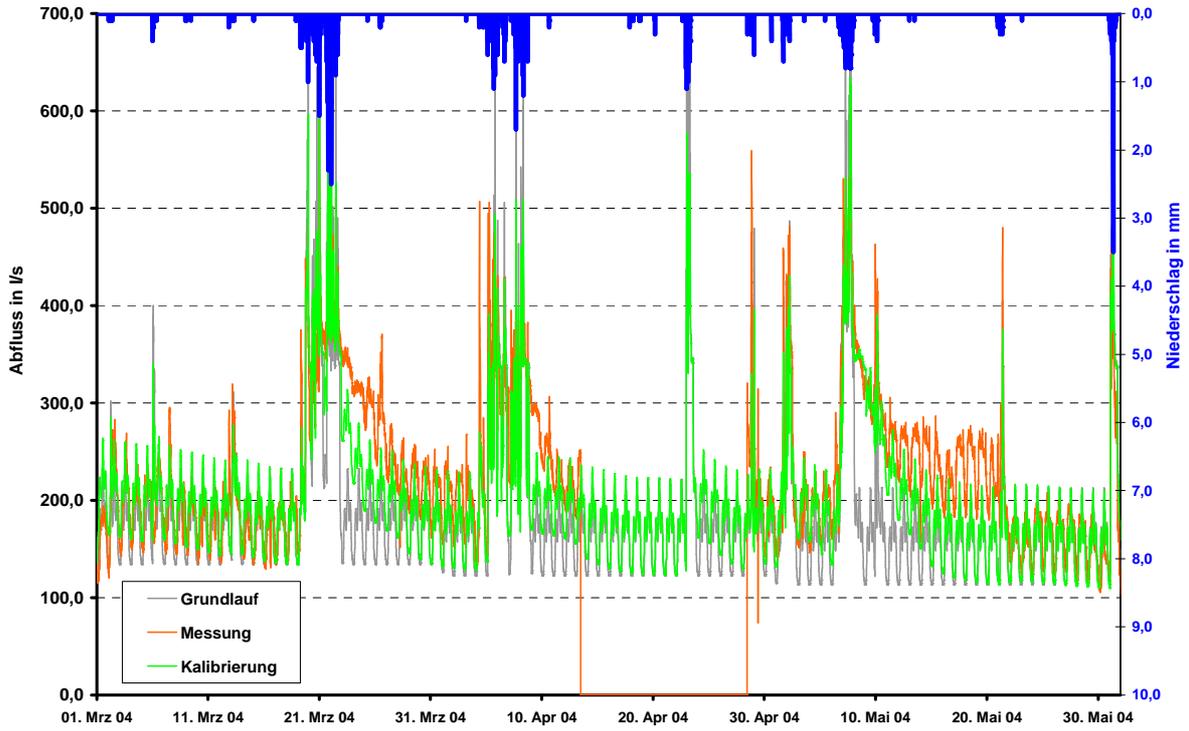
Messstelle : MST_12
Ende Elsetal



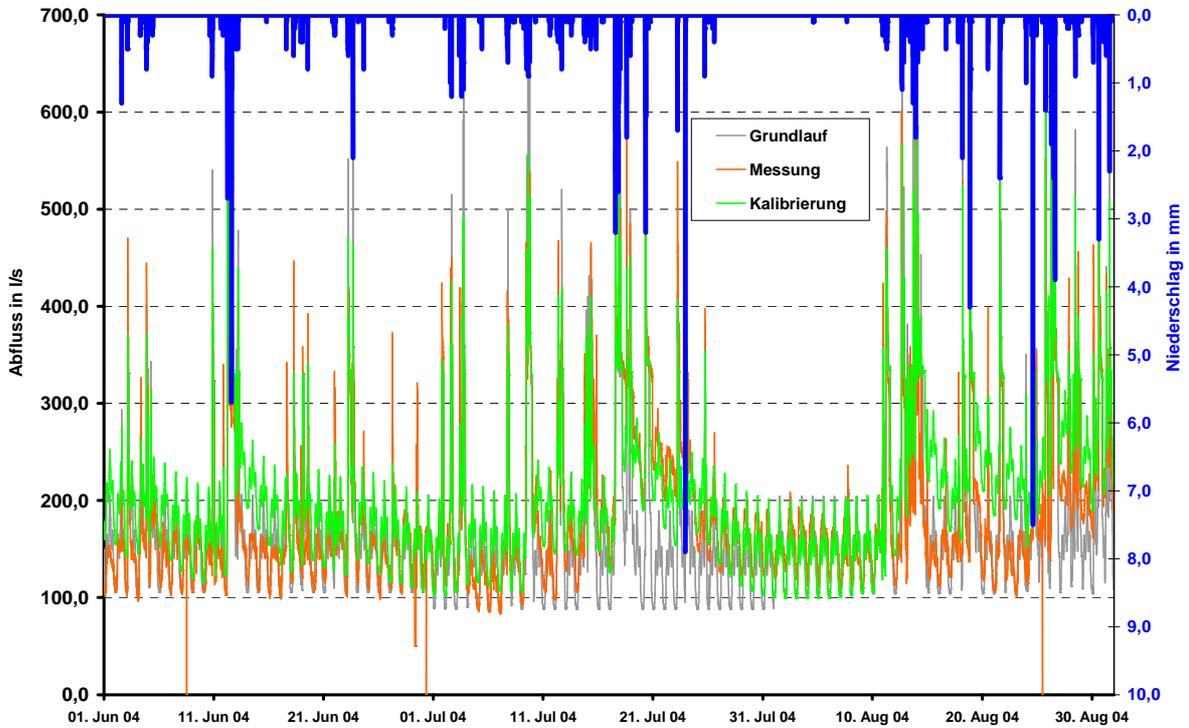
Messstelle : MST_12
Ende Elsetal



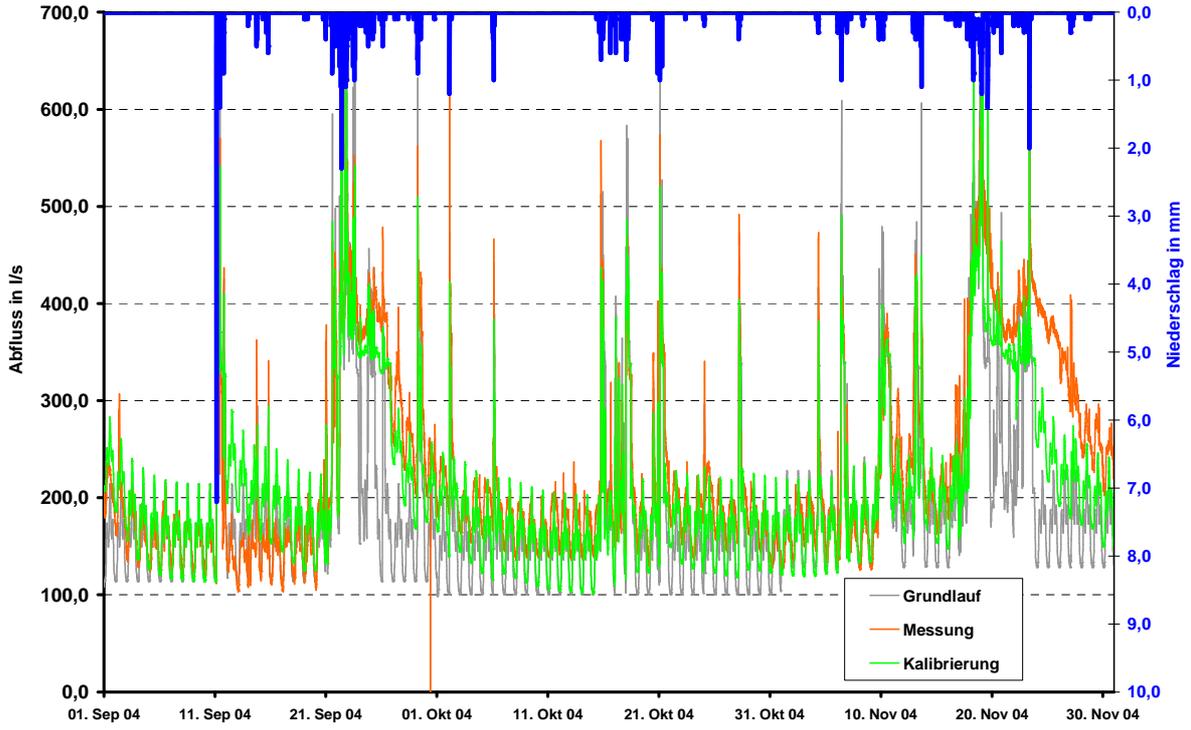
Messstelle : MST_14
SK HS Lennetal



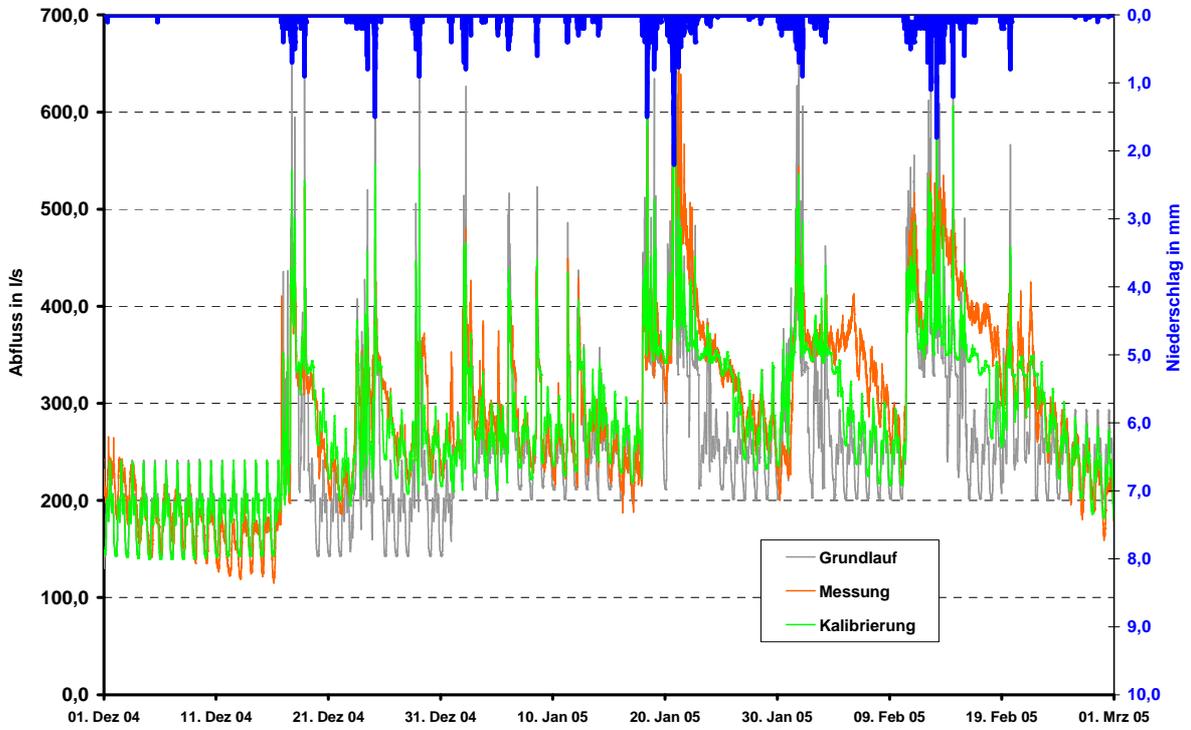
Messstelle : MST_14
SK HS Lennetal



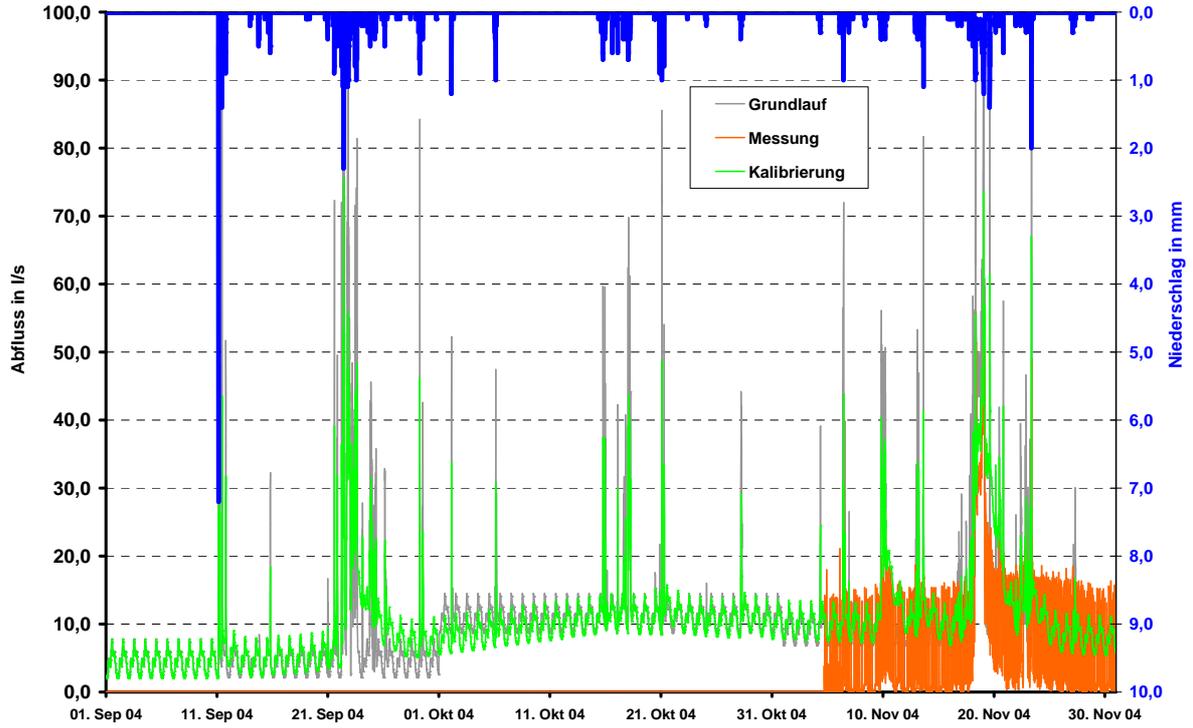
Messstelle : MST_14
SK HS Lennetal



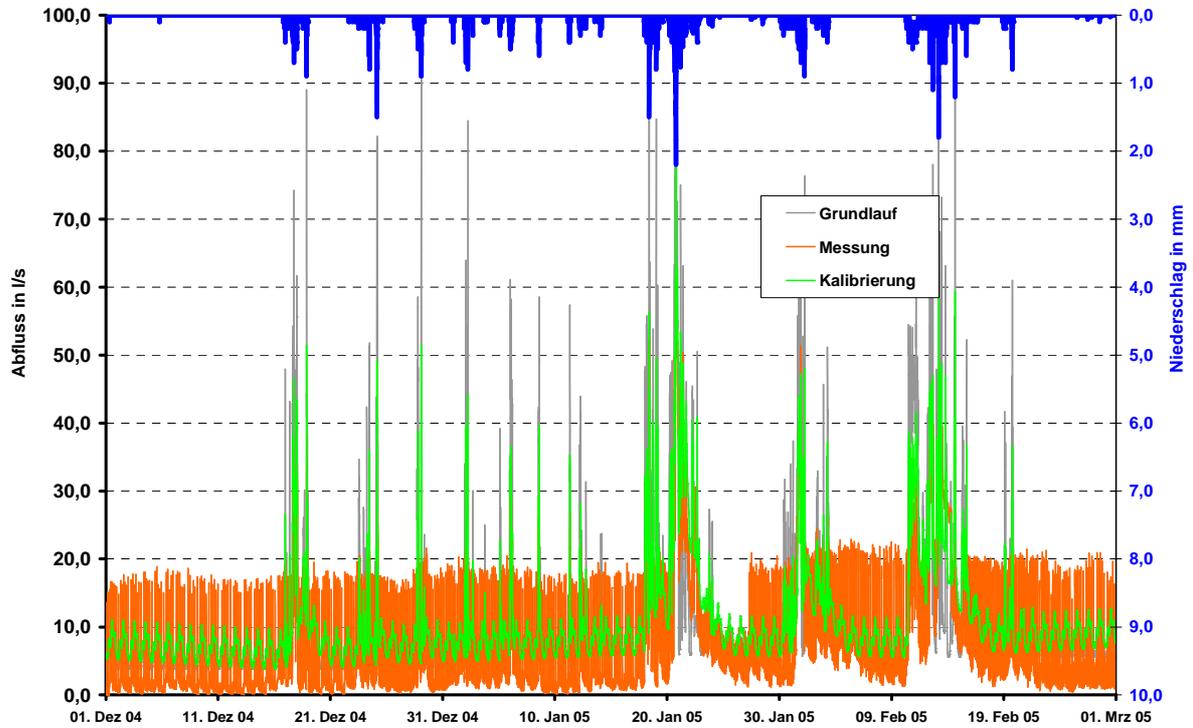
Messstelle : MST_14
SK HS Lennetal



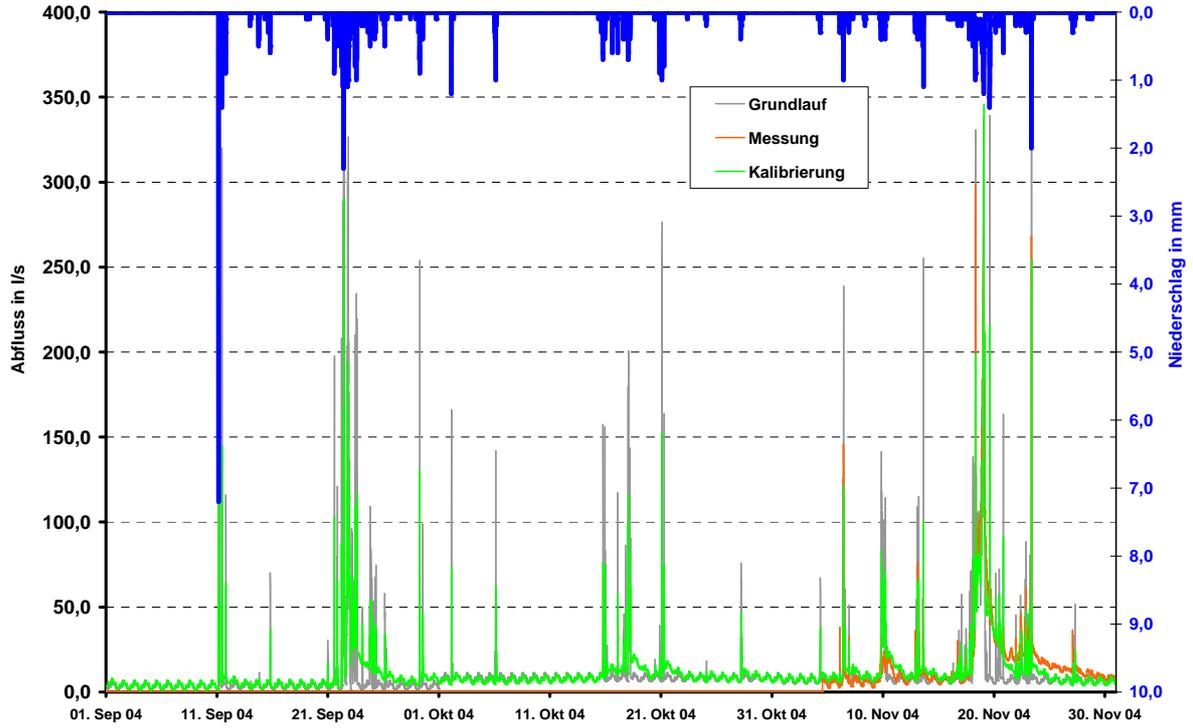
Messstelle : MST_15
Berufsschule Lenneufer



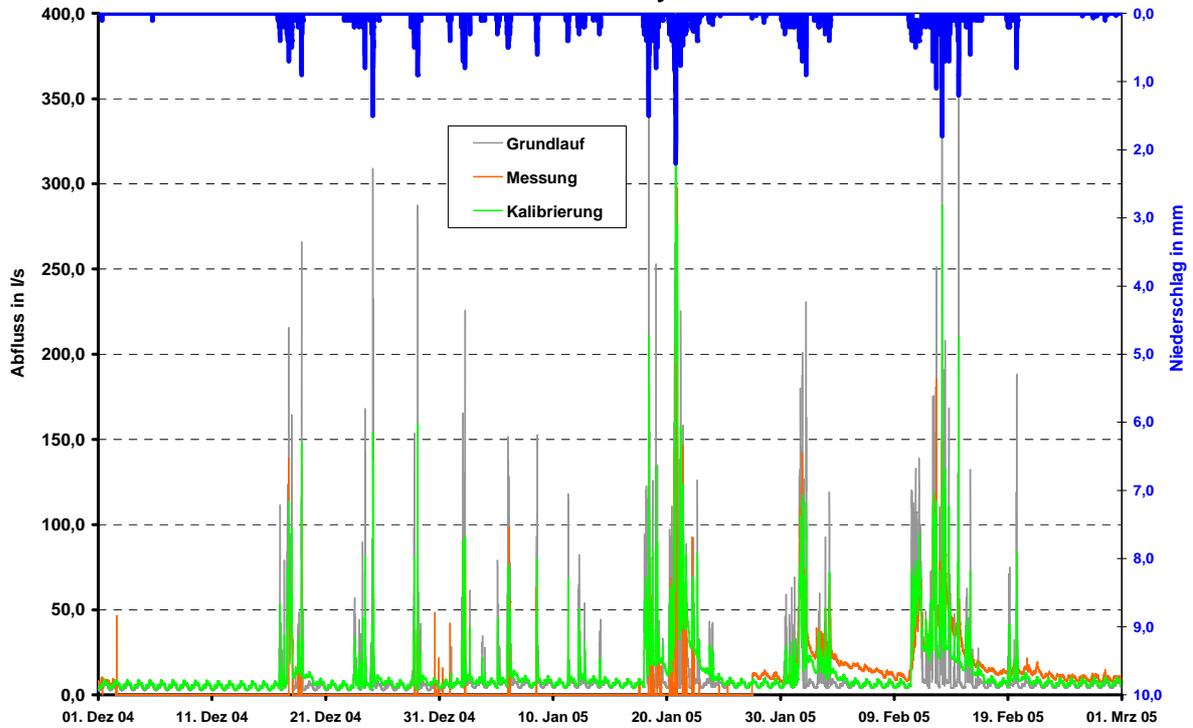
Messstelle : MST_15
Berufsschule Lenneufer



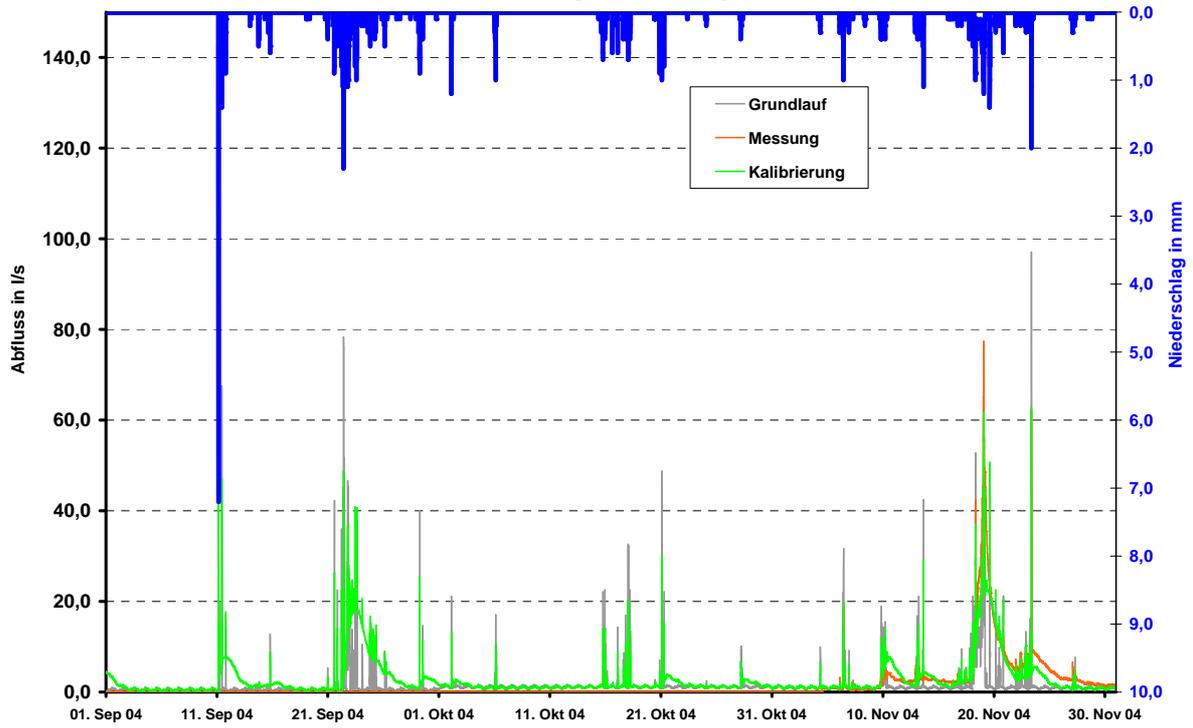
Messstelle : MST_16
SK Kahley



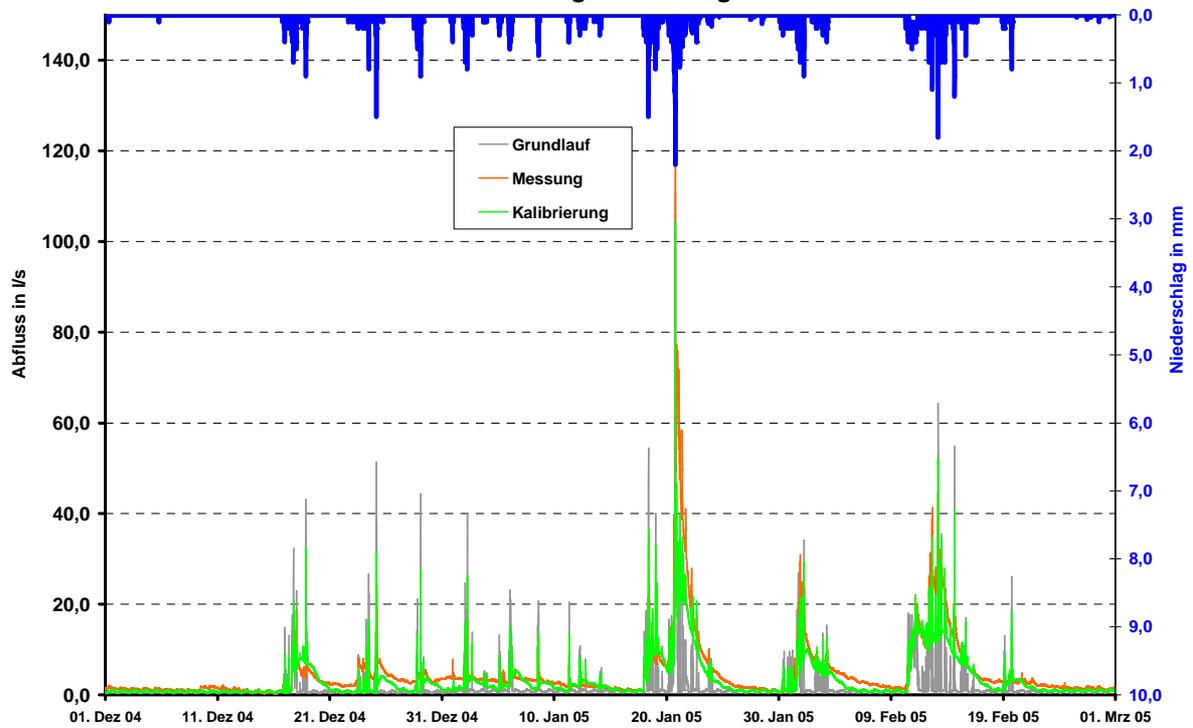
Messstelle : MST_16
SK Kahley



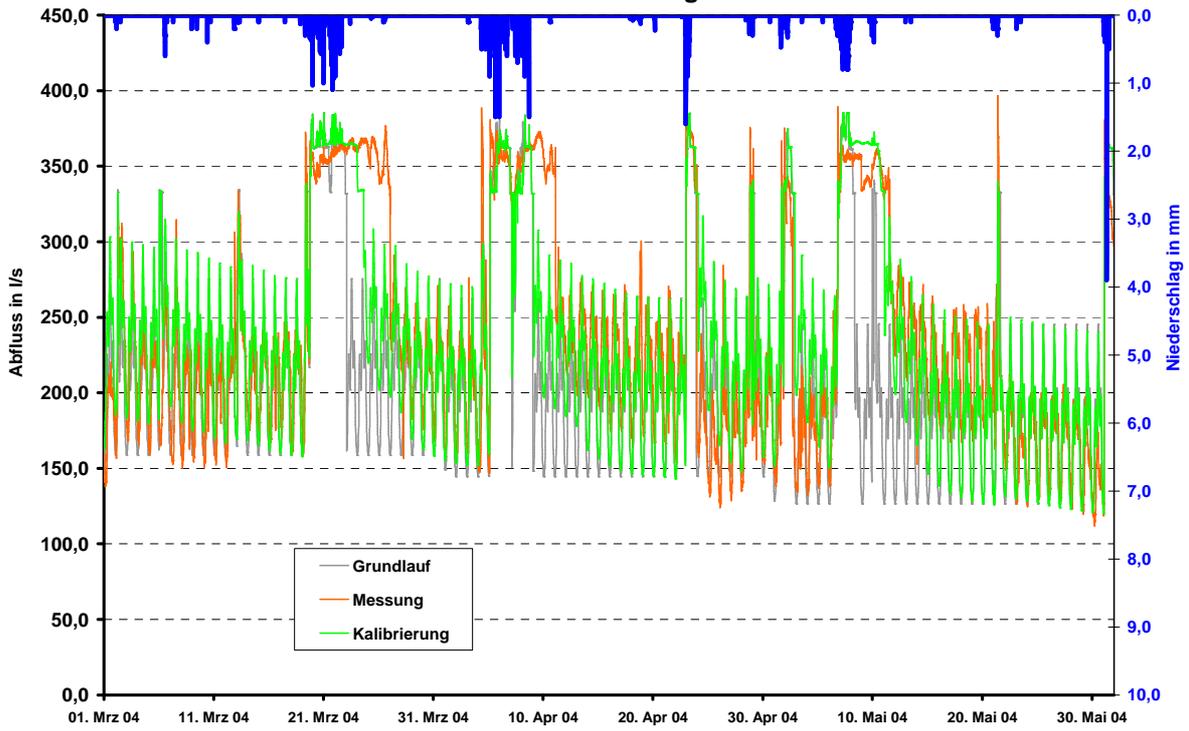
Messstelle : MST_17
Bödinghauser Weg



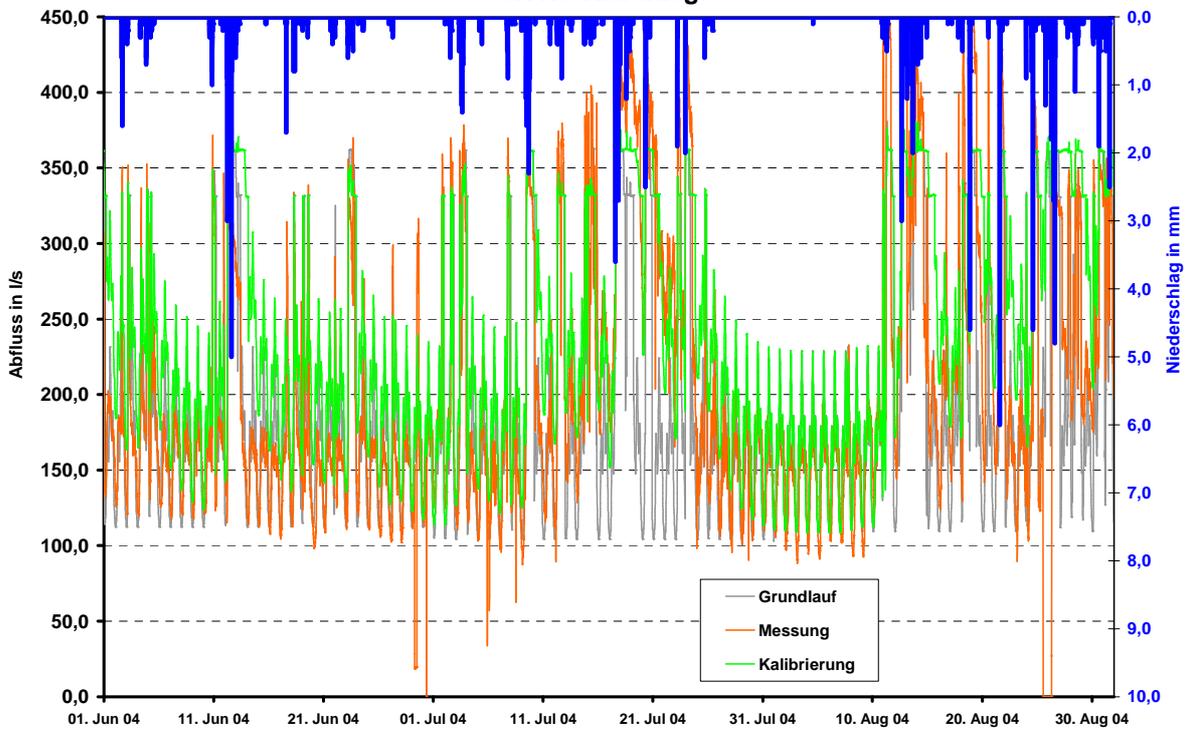
Messstelle : MST_17
Bödinghauser Weg



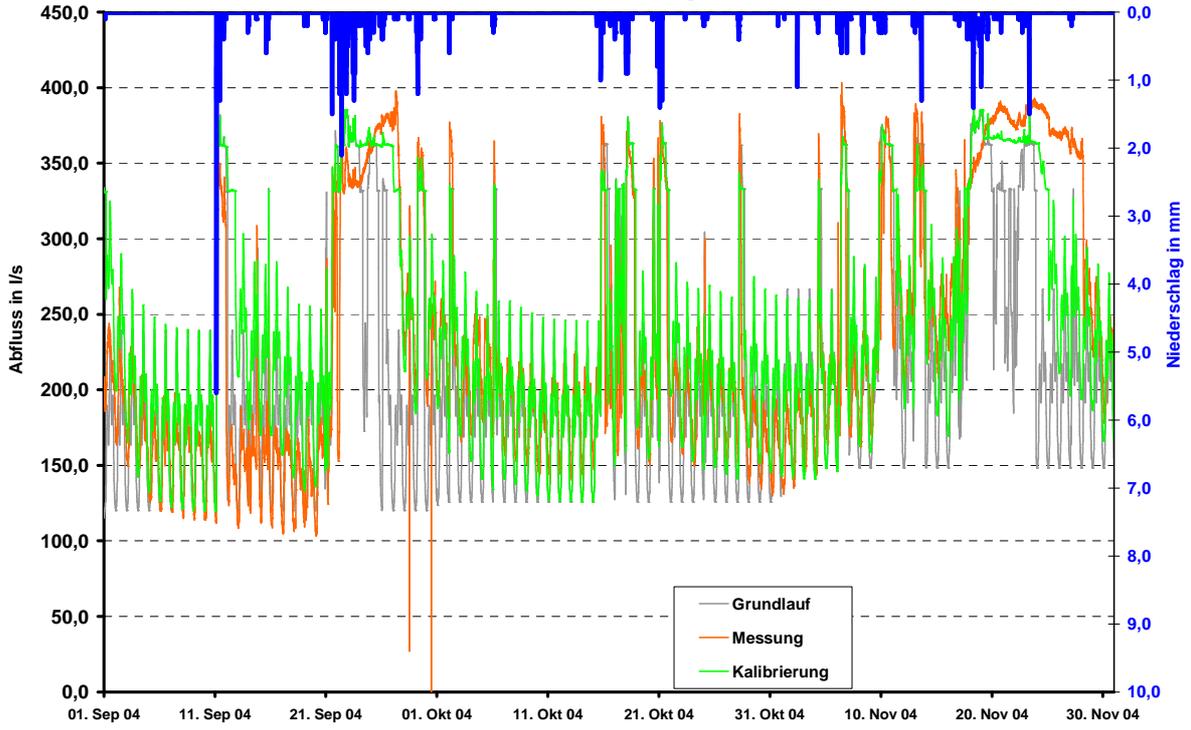
Messstelle : MST_18
SK HS Kläranlage



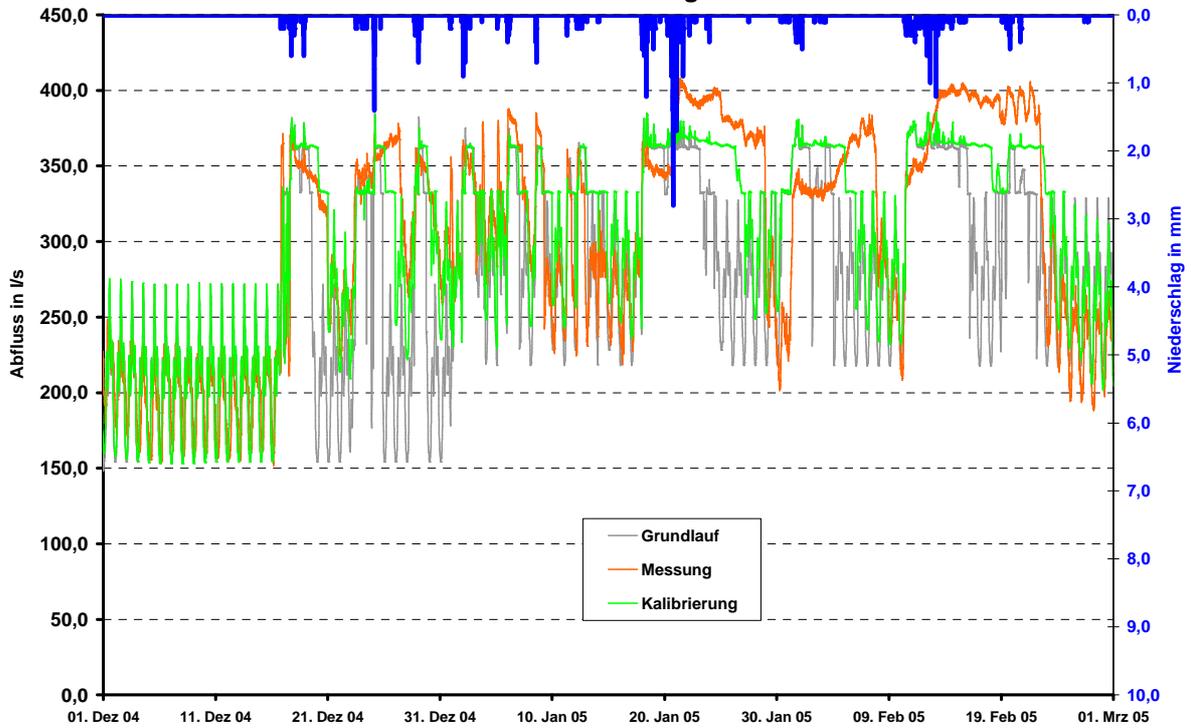
Messstelle : MST_18
SK HS Kläranlage



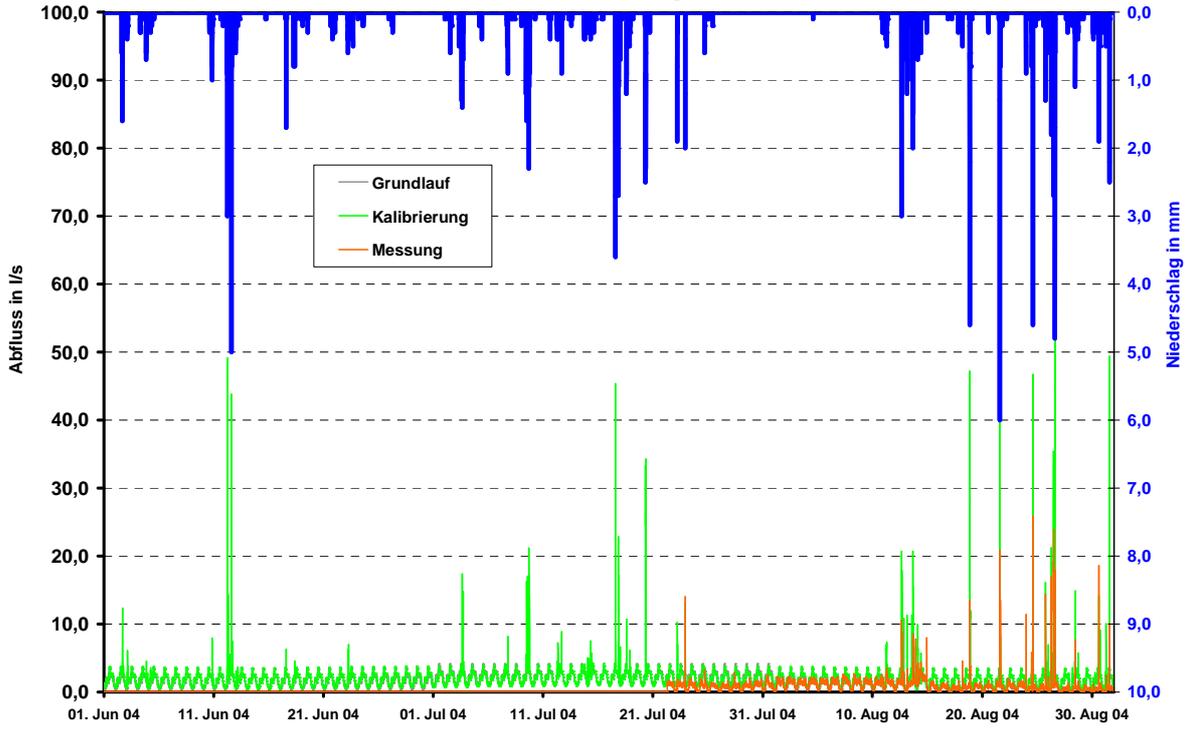
Messstelle : MST_18
SK HS Kläranlage



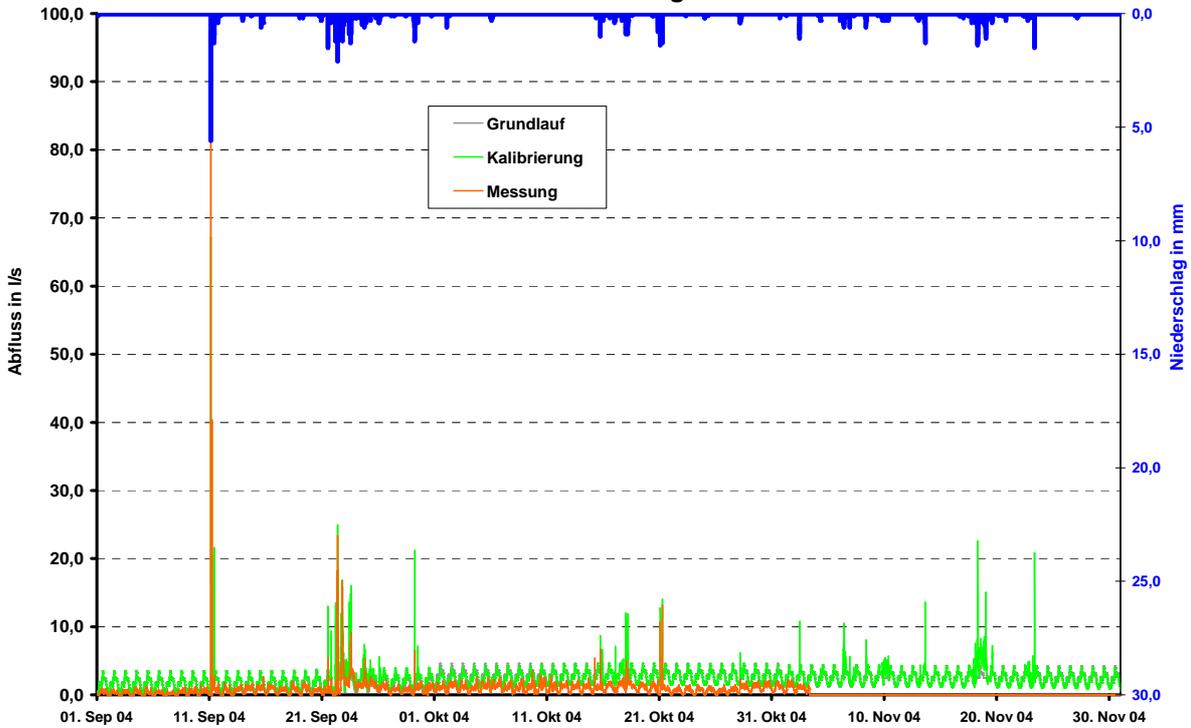
Messstelle : MST_18
SK HS Kläranlage



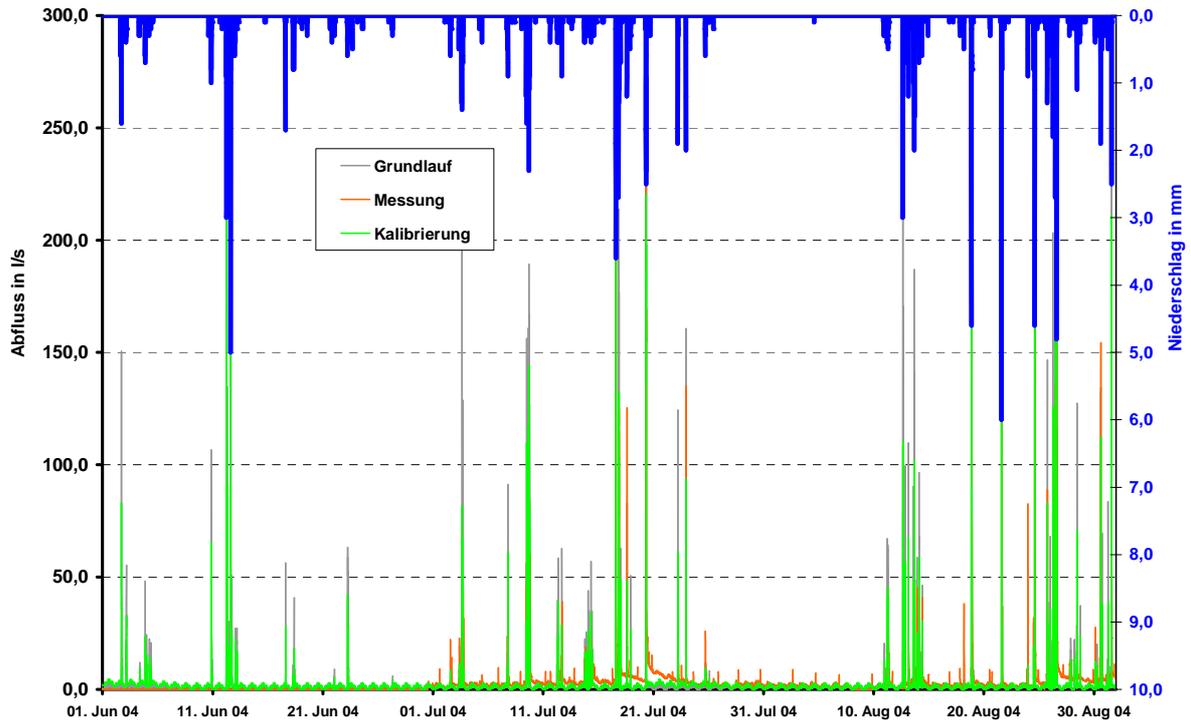
Messstelle : MST_19
Abfluss Burg



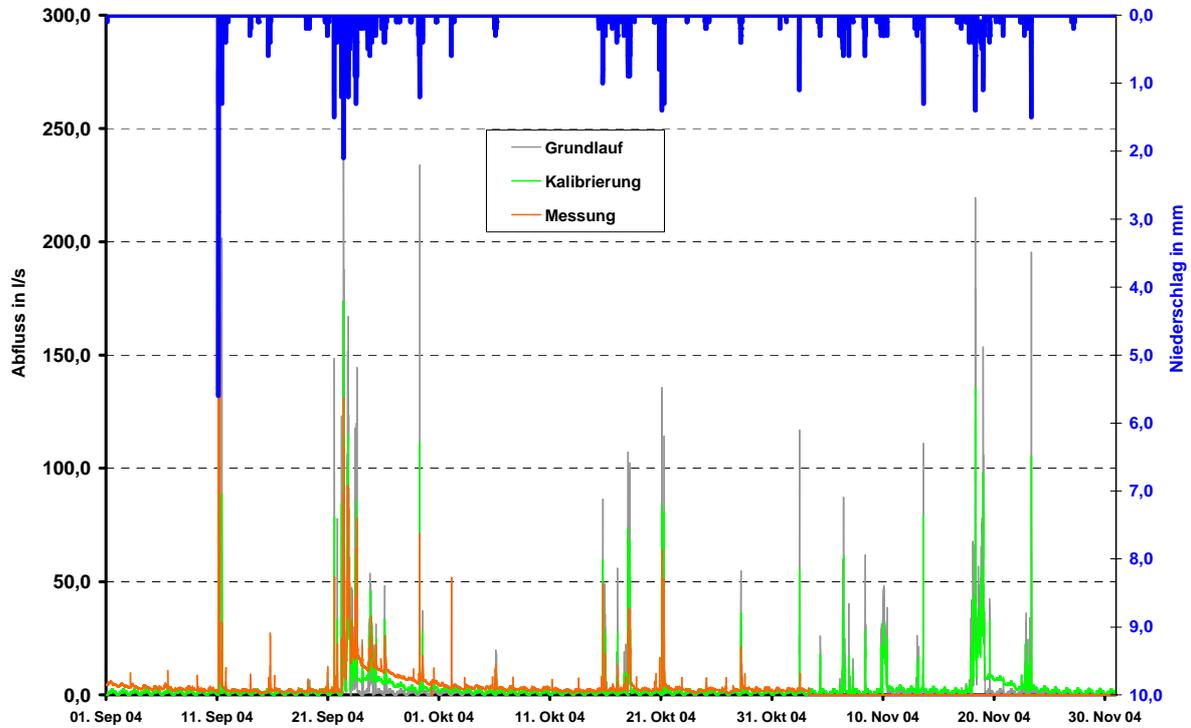
Messstelle : MST_19
Abfluss Burg



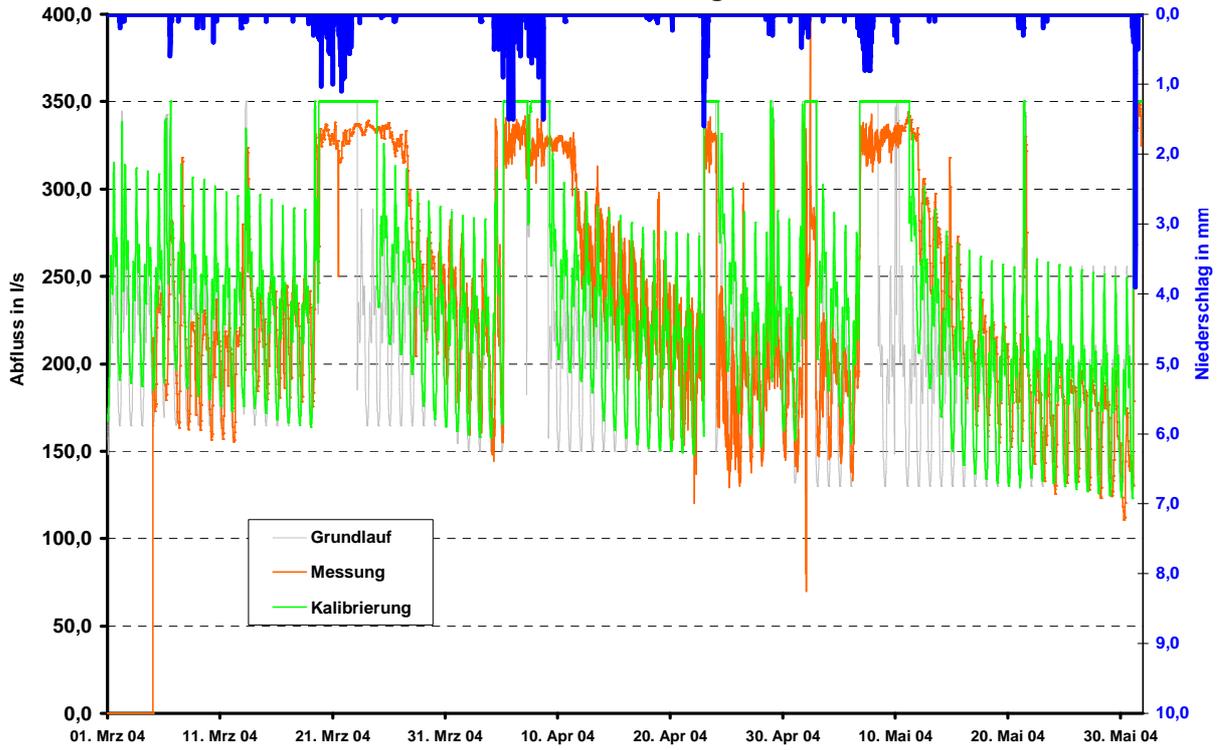
Messstelle : MST_20
Abfluss Ohle



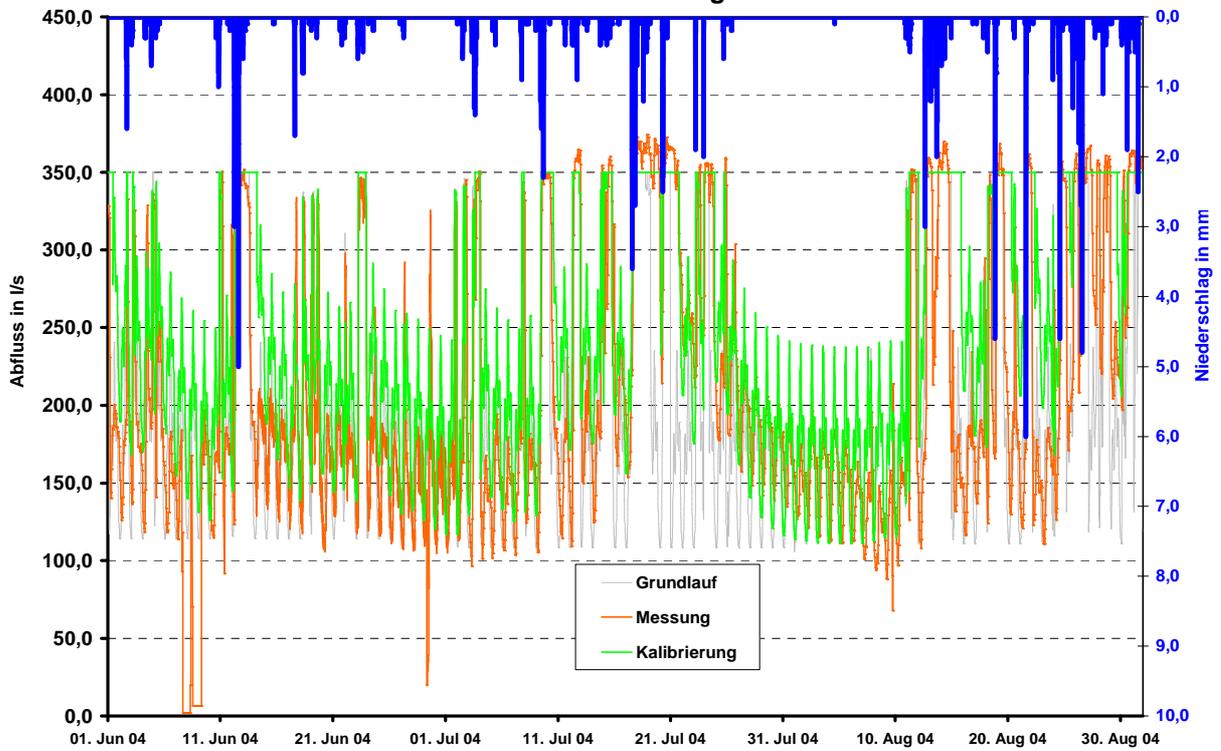
Messstelle : MST_20
Abfluss Ohle



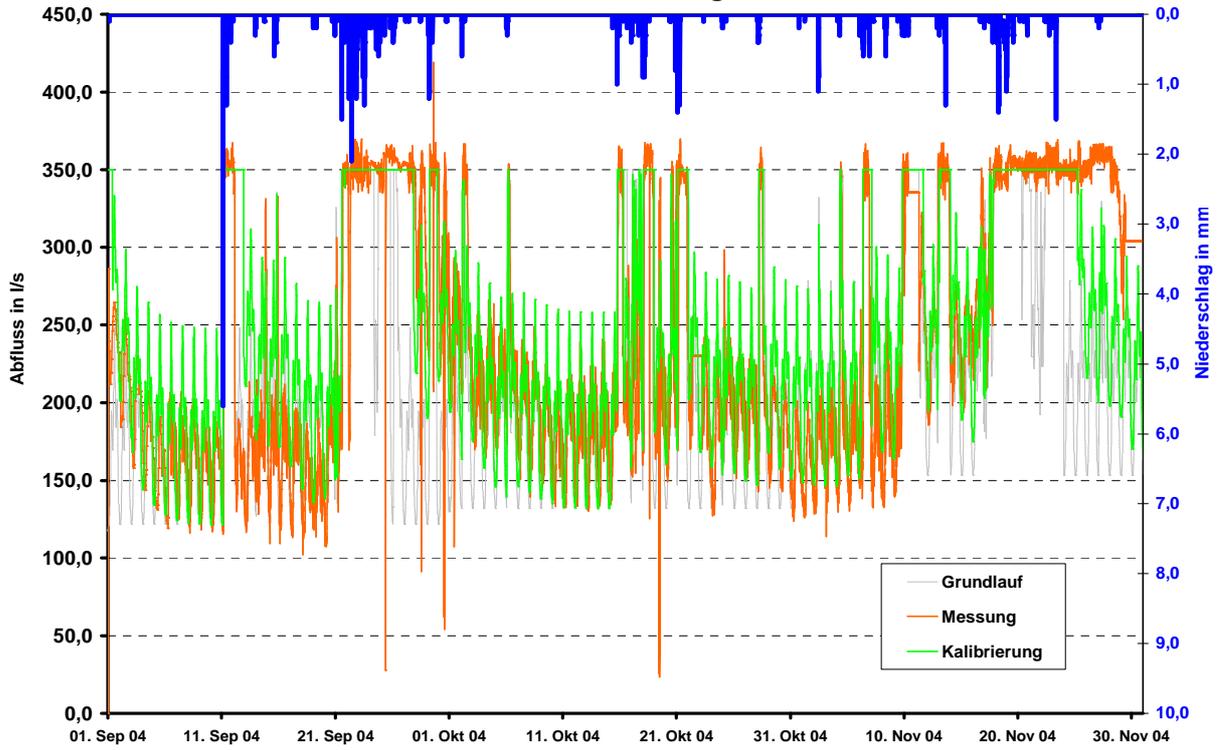
Messstelle : MST_KA
Zufluss Kläranlage



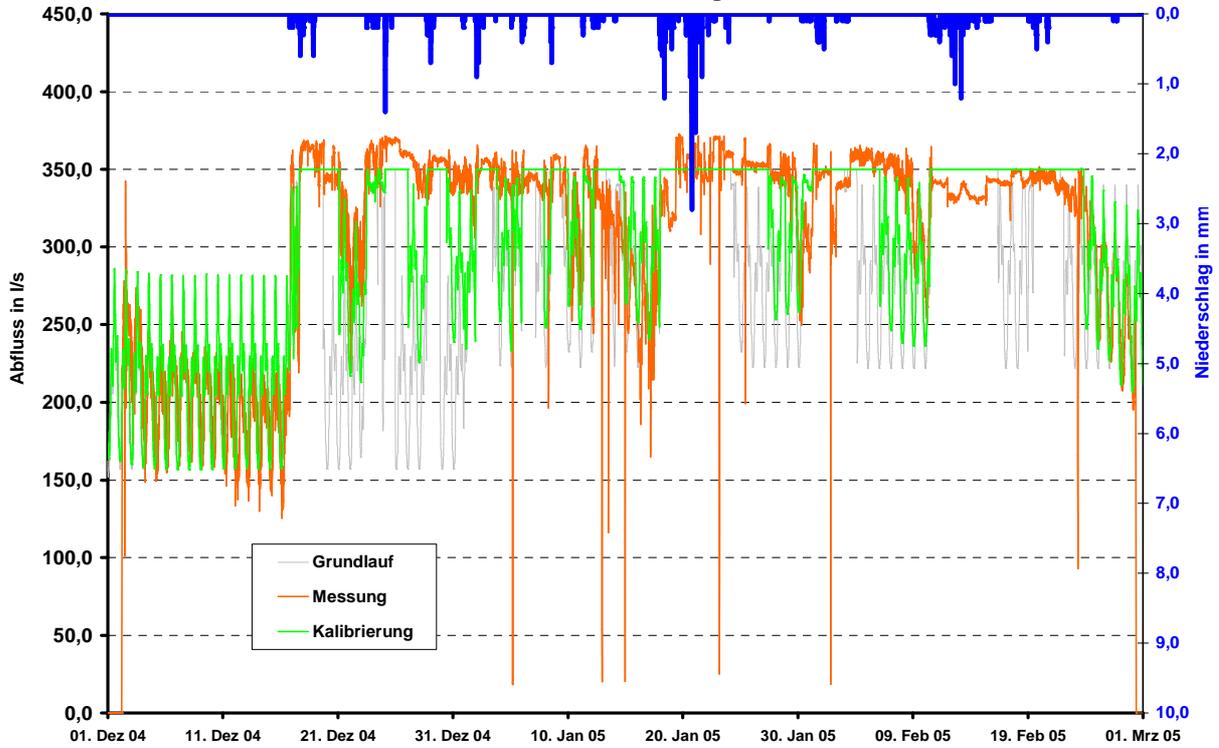
Messstelle : MST_KA
Zufluss Kläranlage



Messstelle : MST_KA
Zufluss Kläranlage

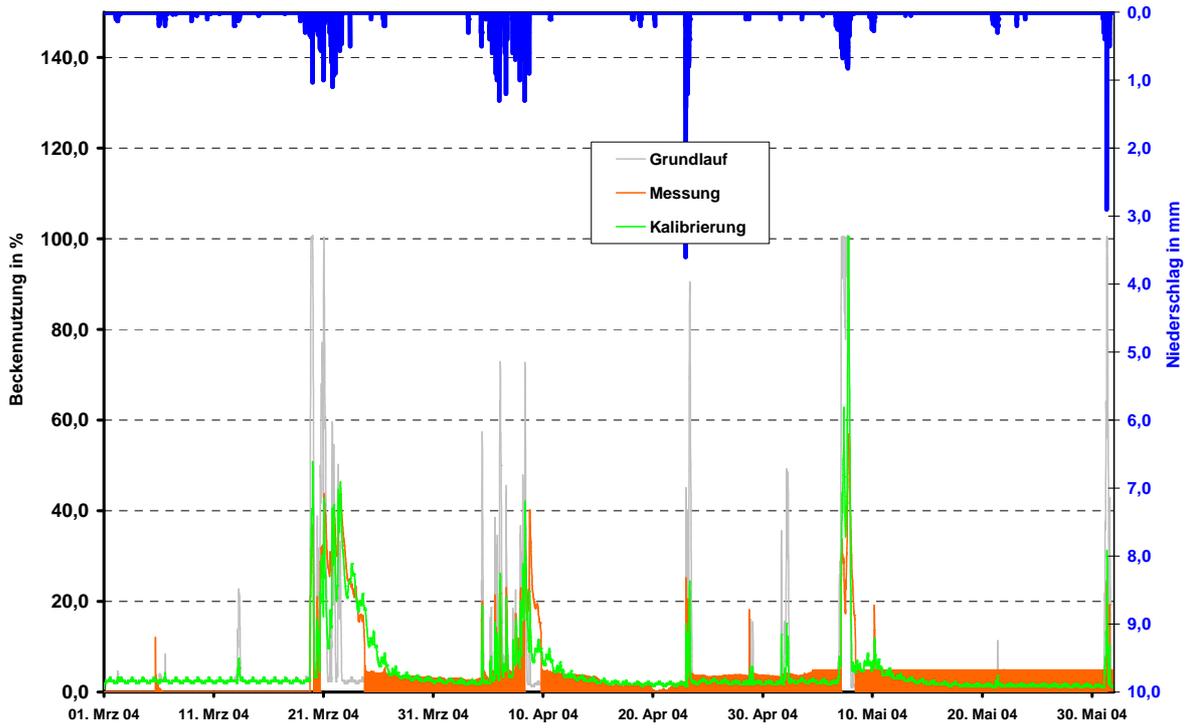


Messstelle : MST_KA
Zufluss Kläranlage

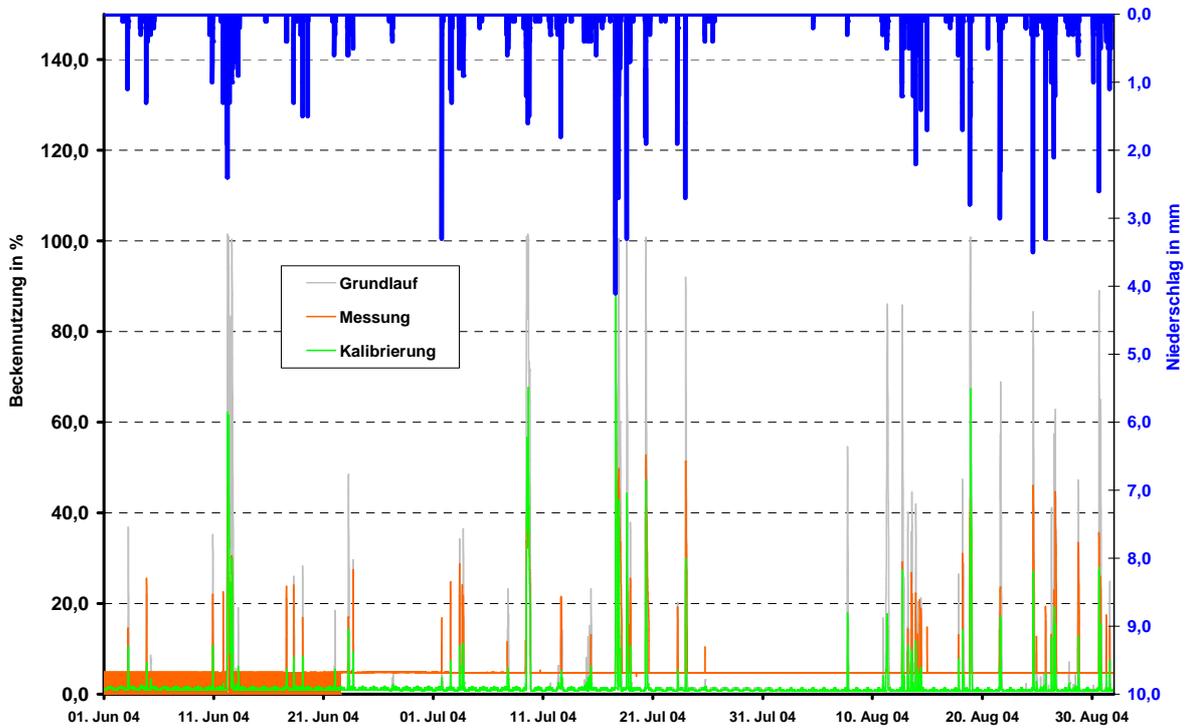


10.3 Grafische Darstellung der Modellkalibrierung, NWB-Anlagen

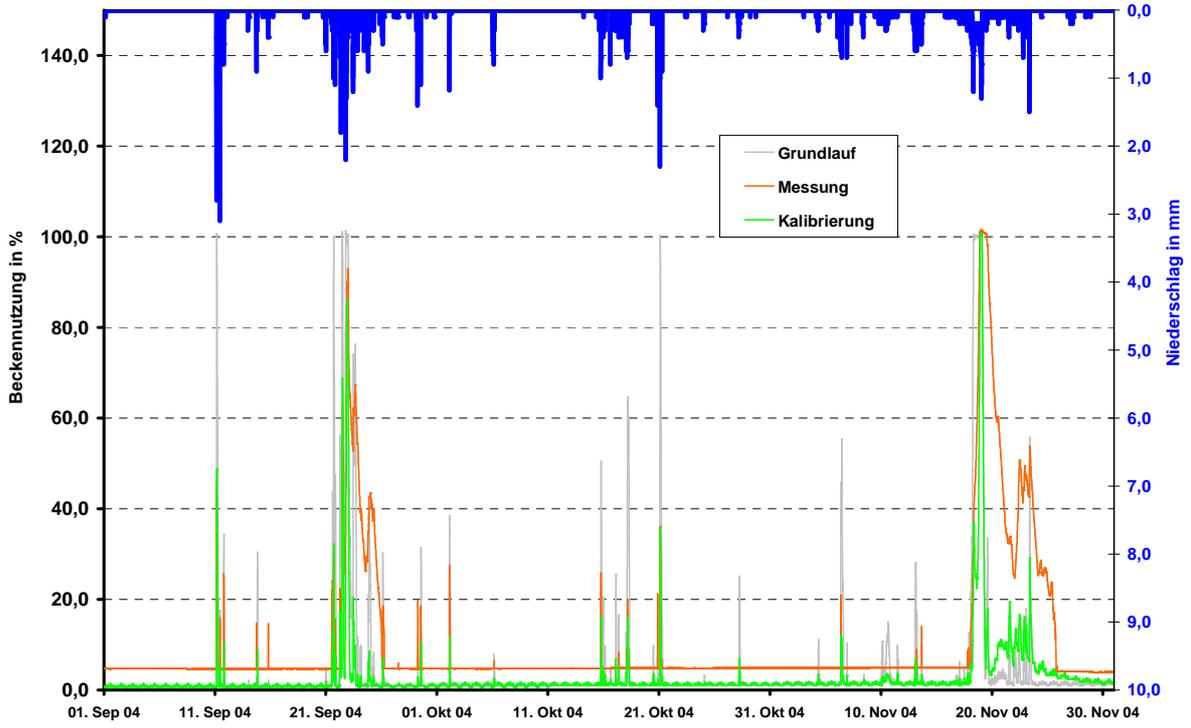
Messstelle :
SK Himmelmert



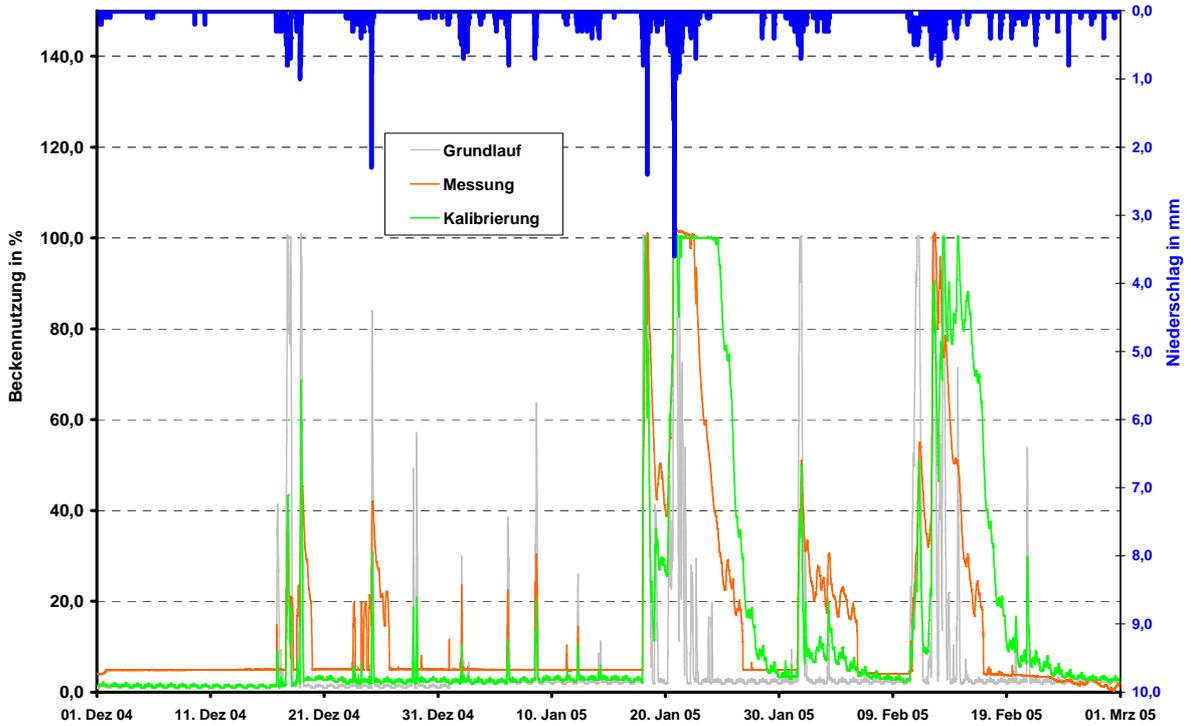
Messstelle :
SK Himmelmert



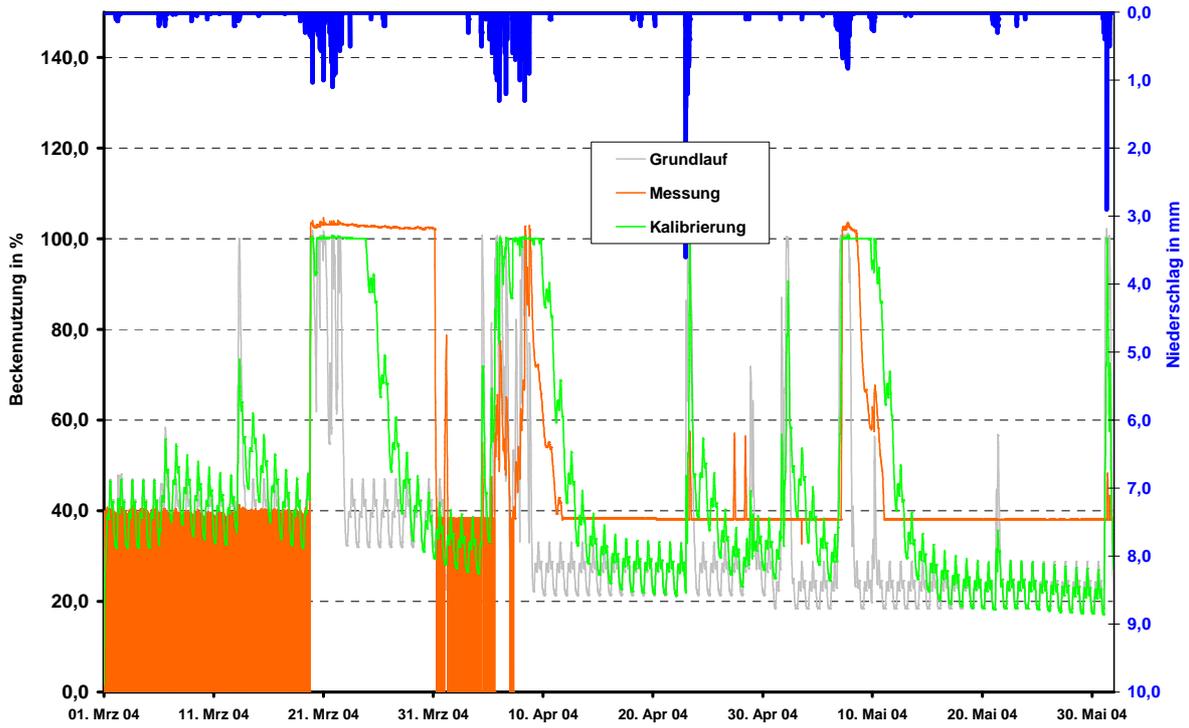
Messstelle :
SK Himmelmert



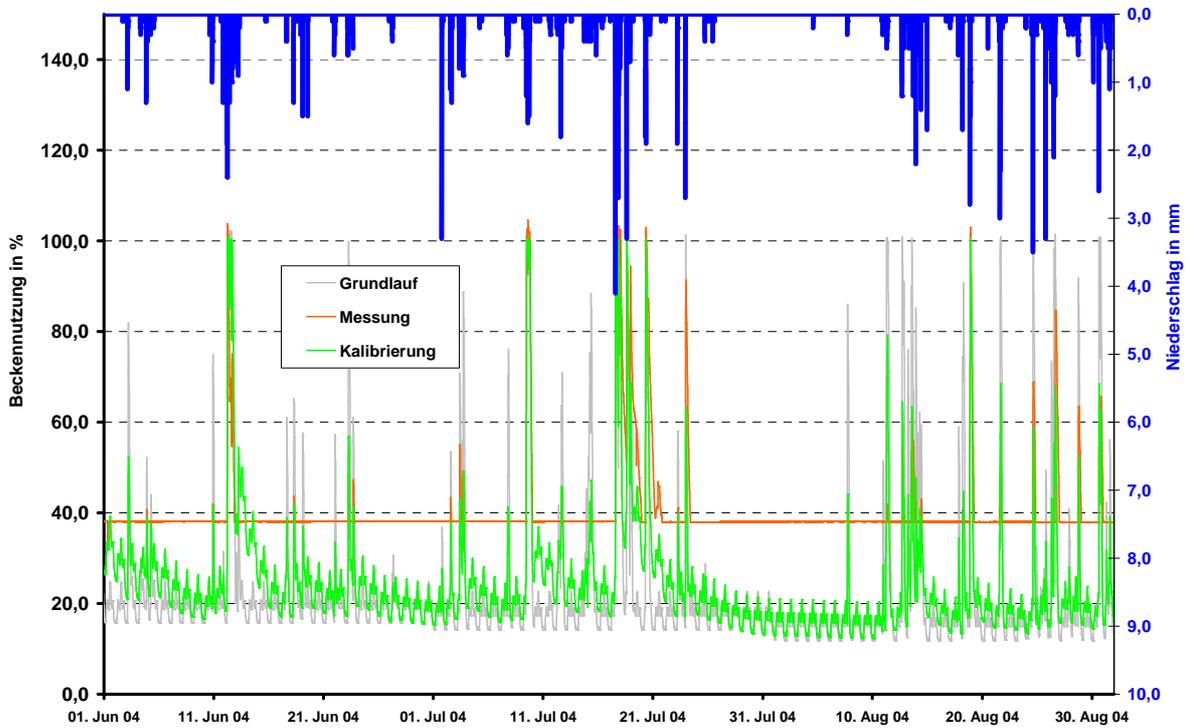
Messstelle :
SK Himmelmert



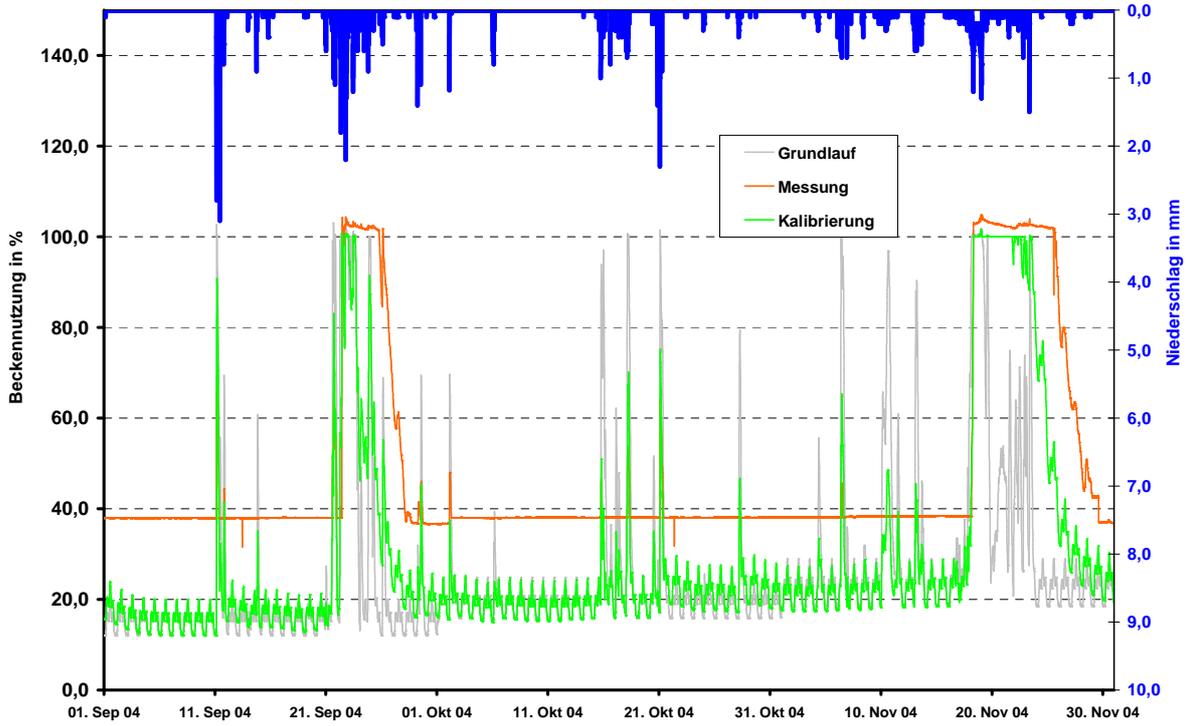
Messstelle :
SK Kückelheim



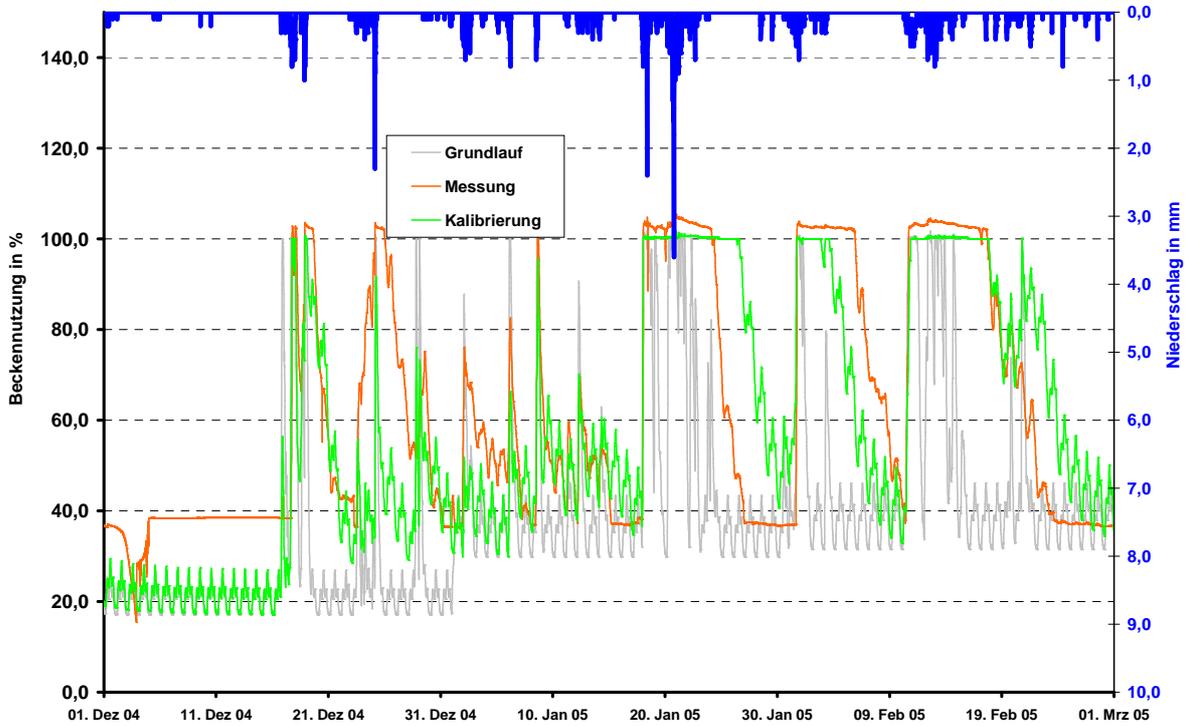
Messstelle :
SK Kückelheim



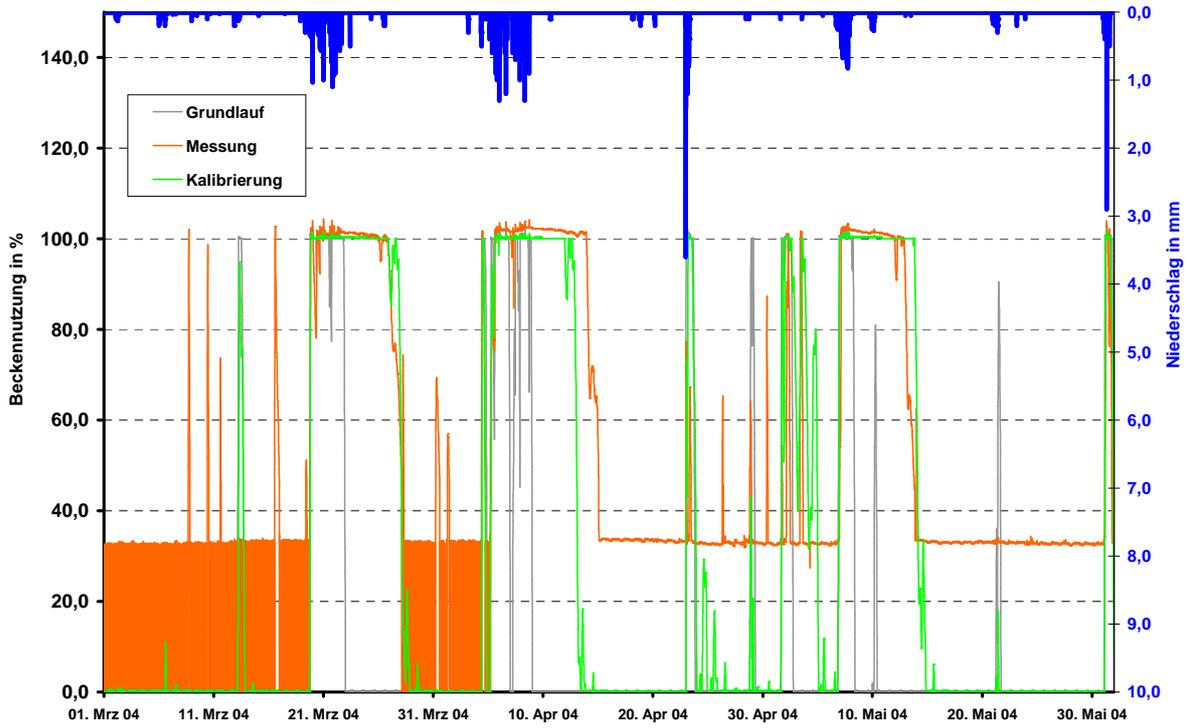
Messstelle :
SK Kückelheim



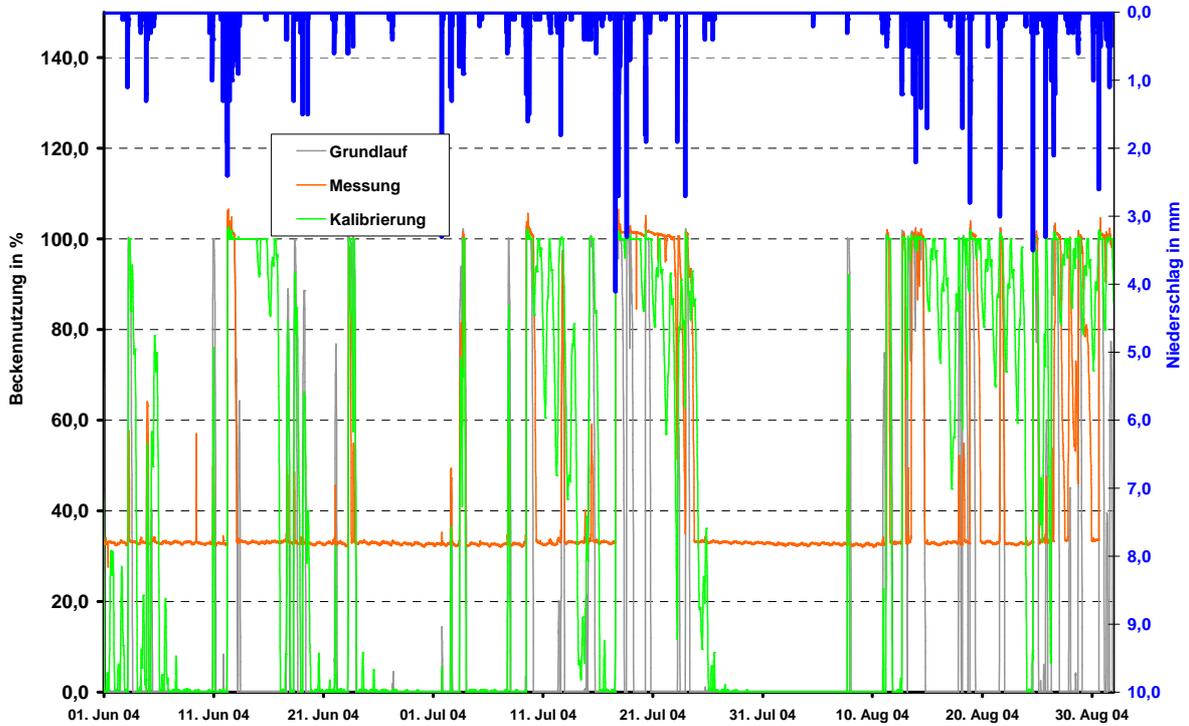
Messstelle :
SK Kückelheim



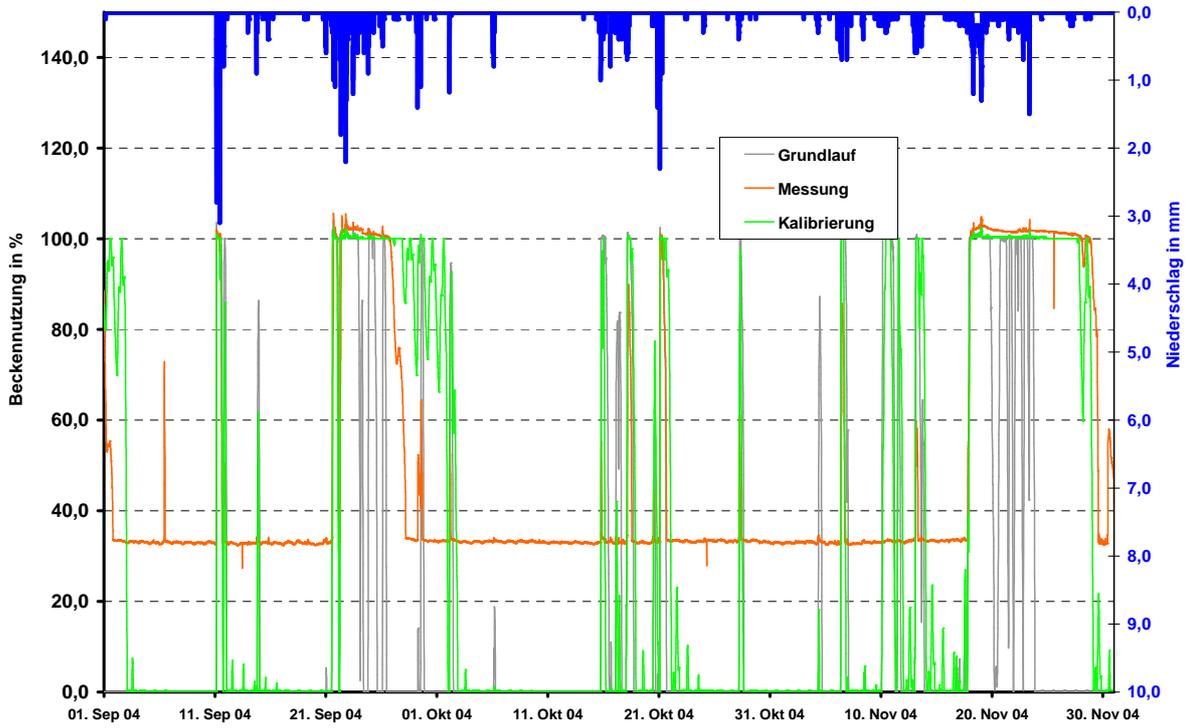
Messstelle :
SK Oestertalstraße



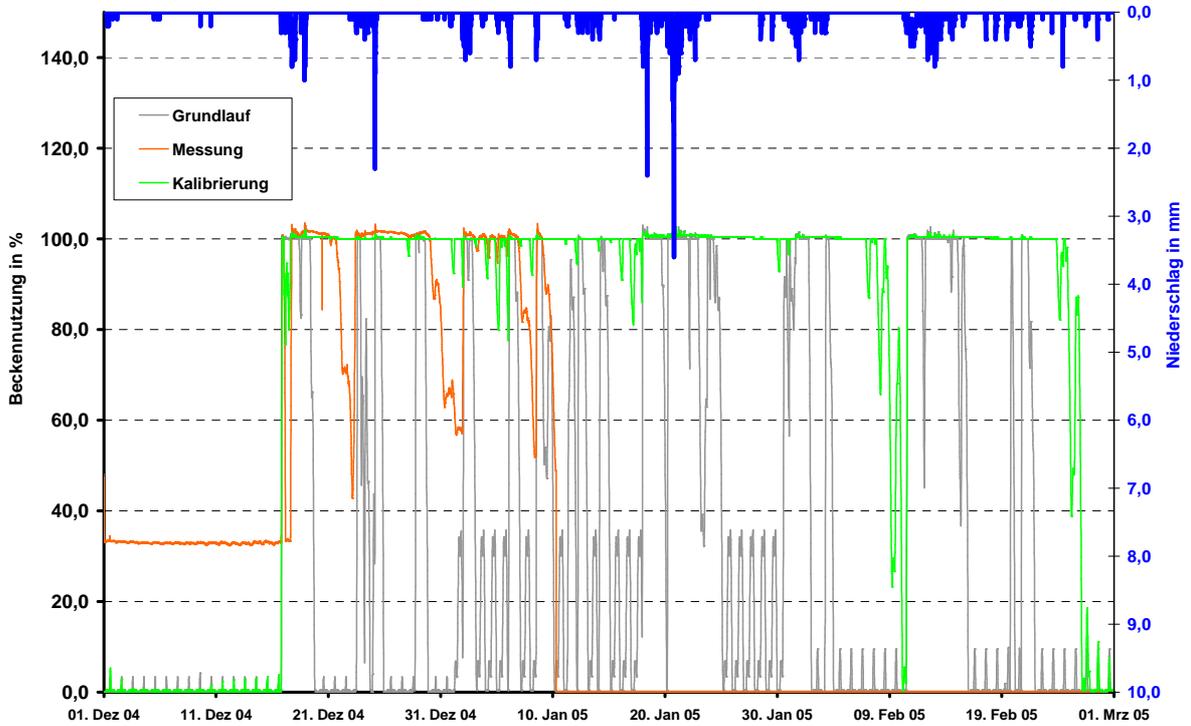
Messstelle :
SK Oestertalstraße



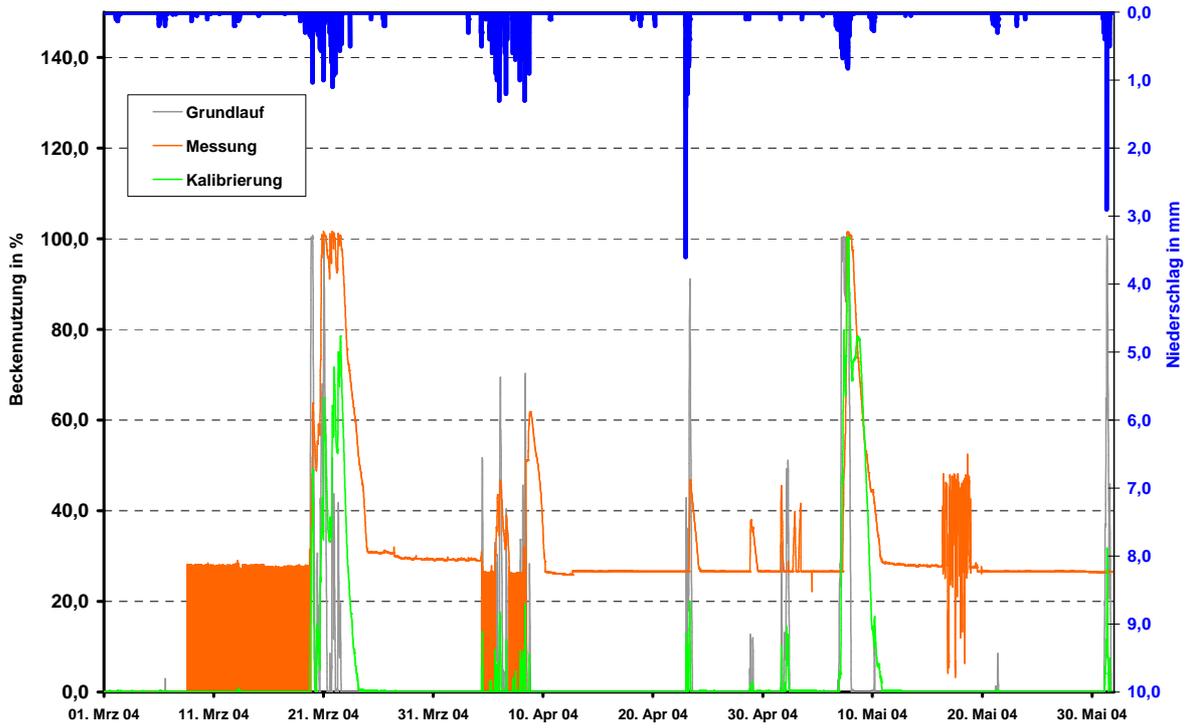
Messstelle :
SK Oestertalstraße



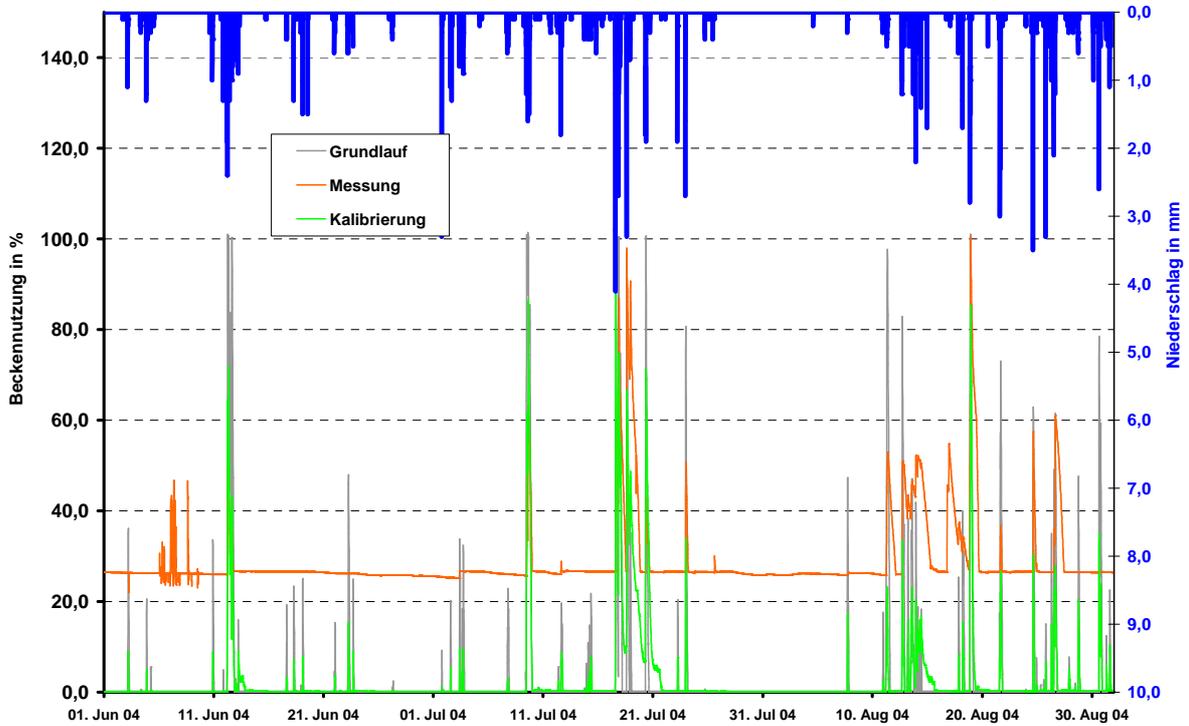
Messstelle :
SK Oestertalstraße



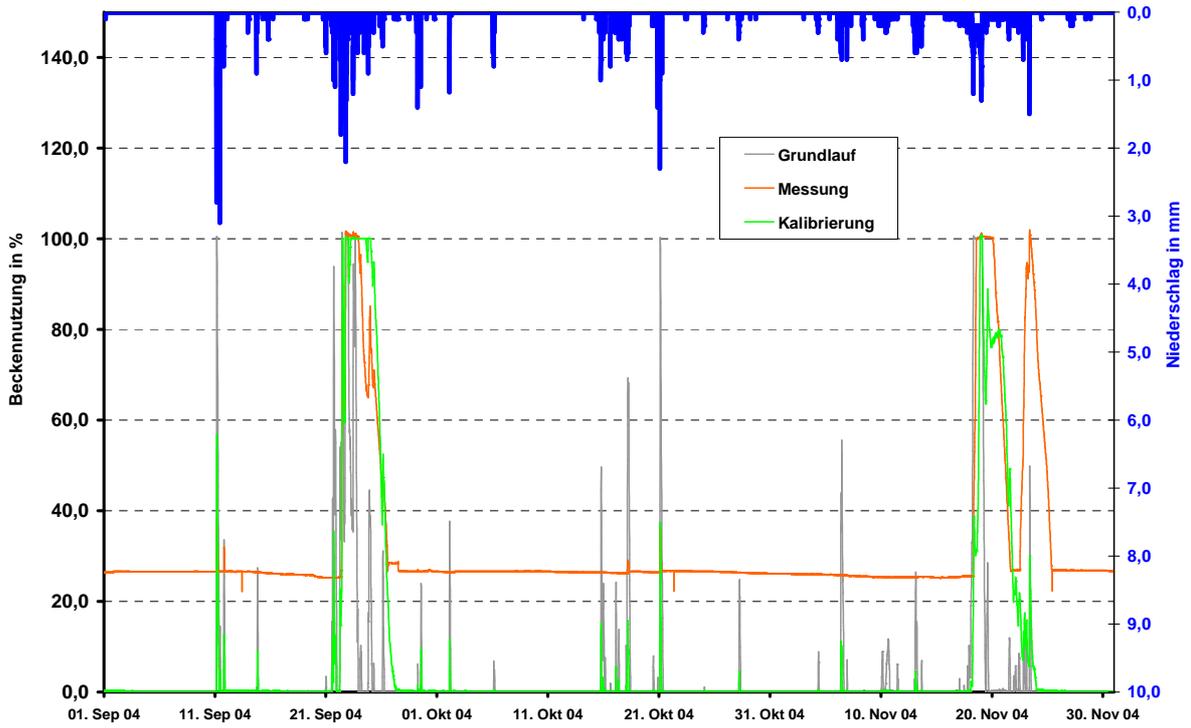
Messstelle :
SK Landemert



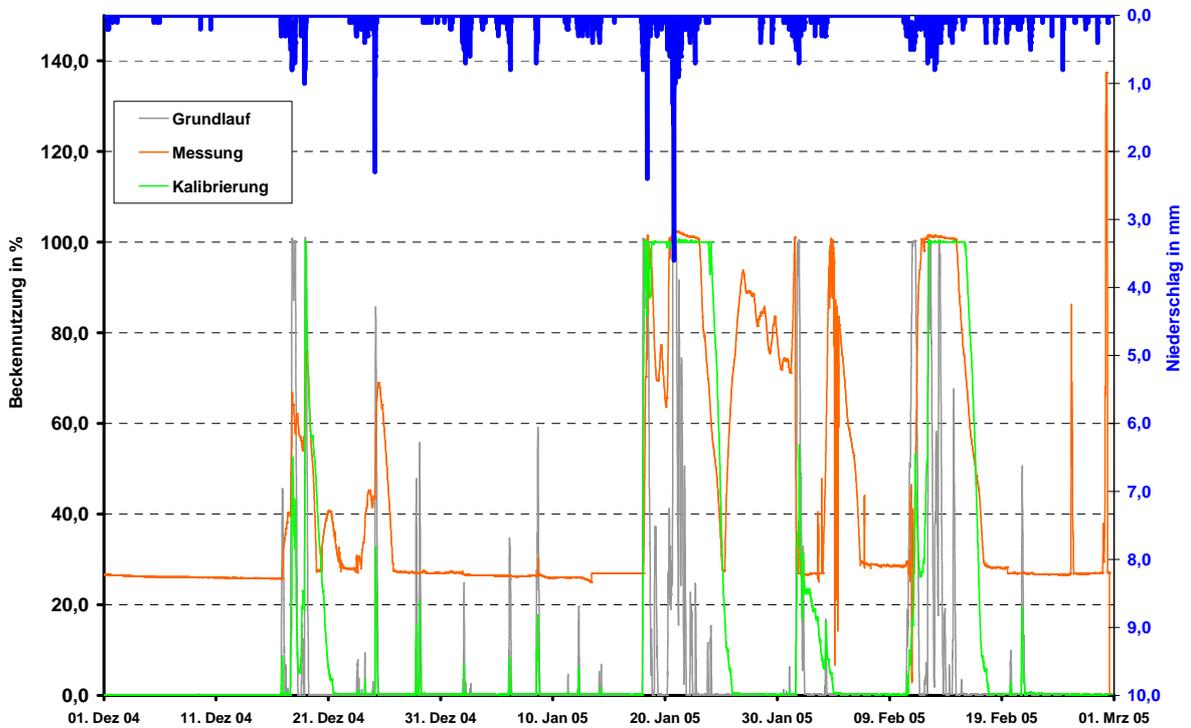
Messstelle :
SK Landemert



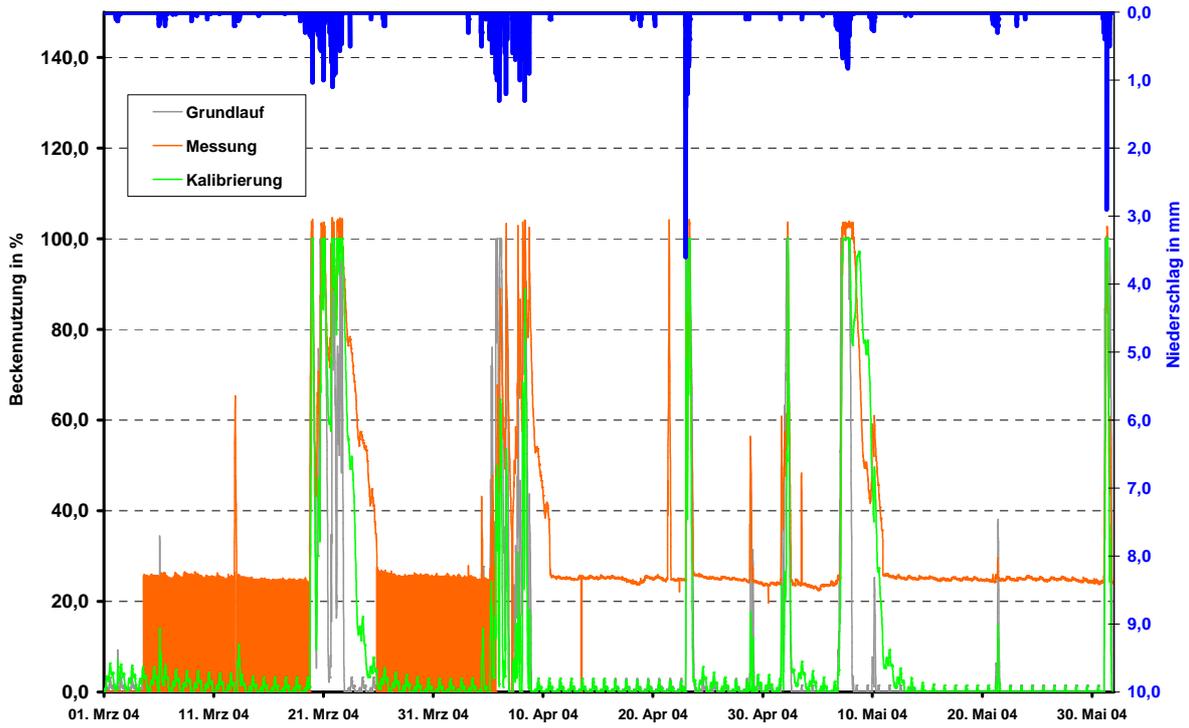
Messstelle :
SK Landemert



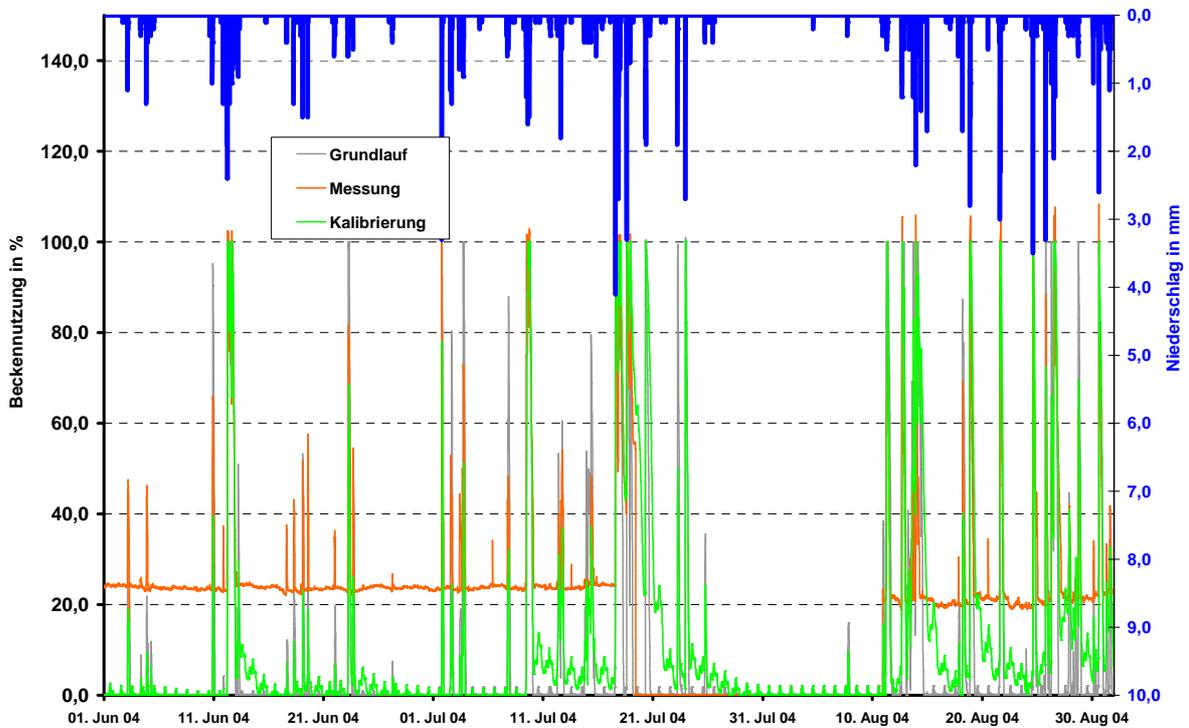
Messstelle :
SK Landemert



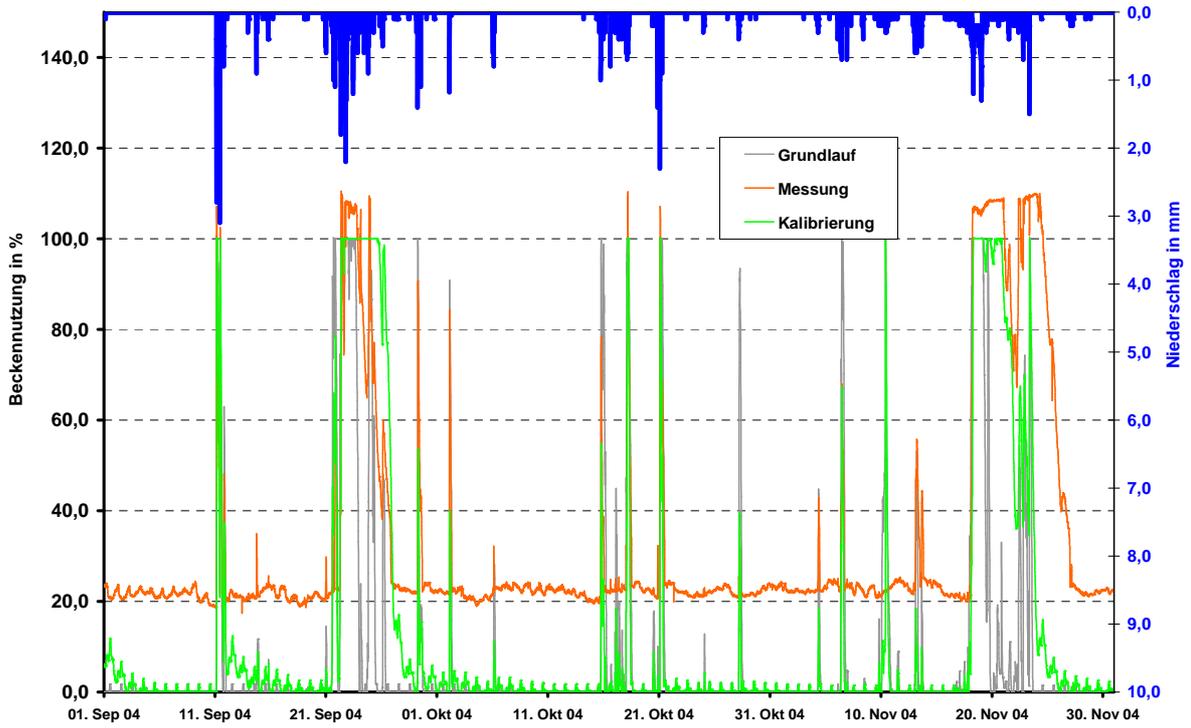
Messstelle :
SK Grünestraße



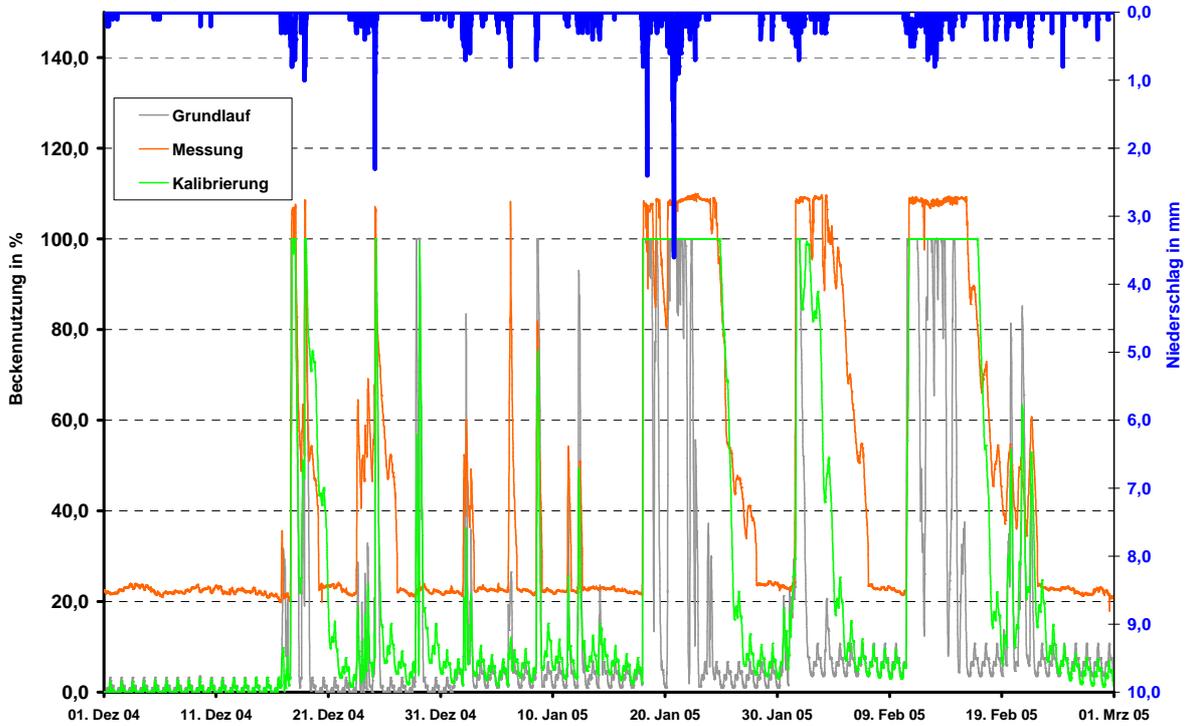
Messstelle :
SK Grünestraße



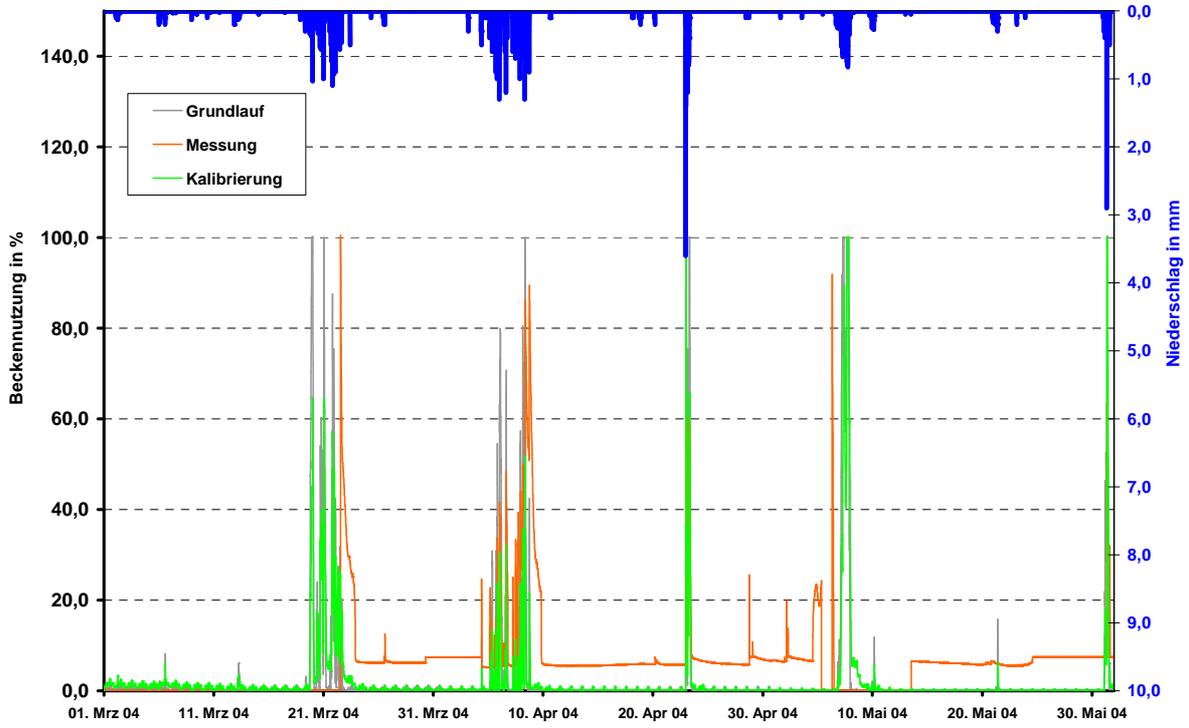
Messstelle :
SK Grünestraße



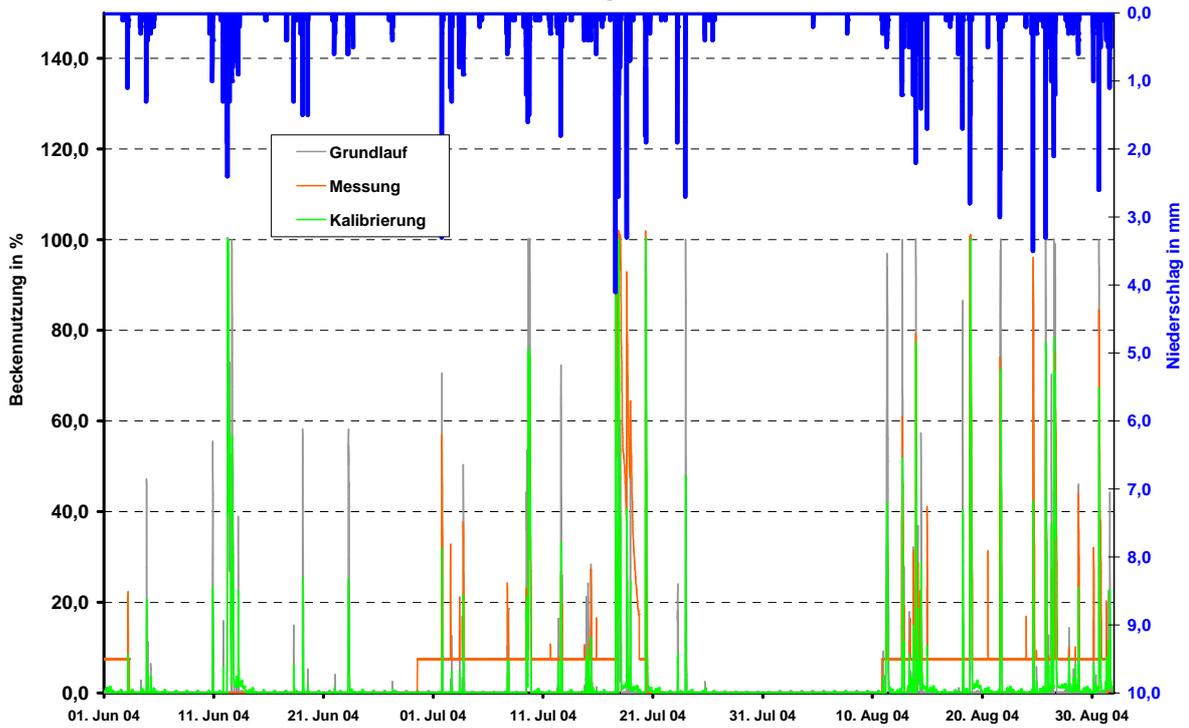
Messstelle :
SK Grünestraße



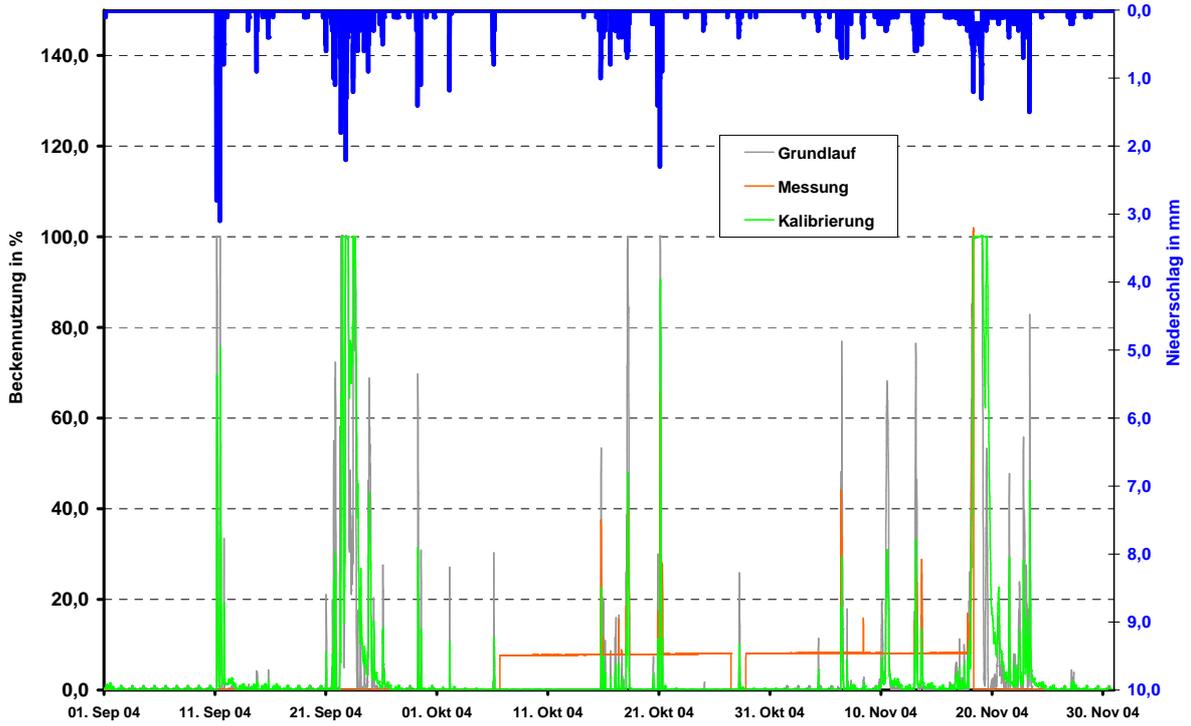
Messstelle :
SK Huinghausen



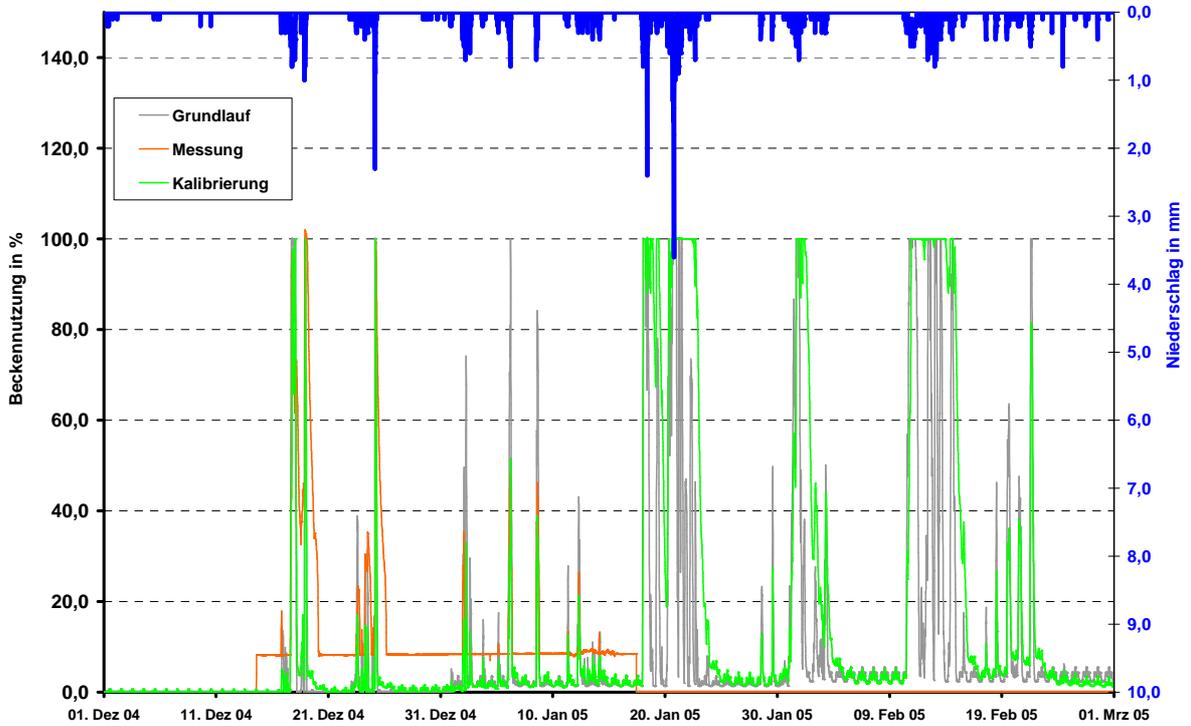
Messstelle :
SK Huinghausen



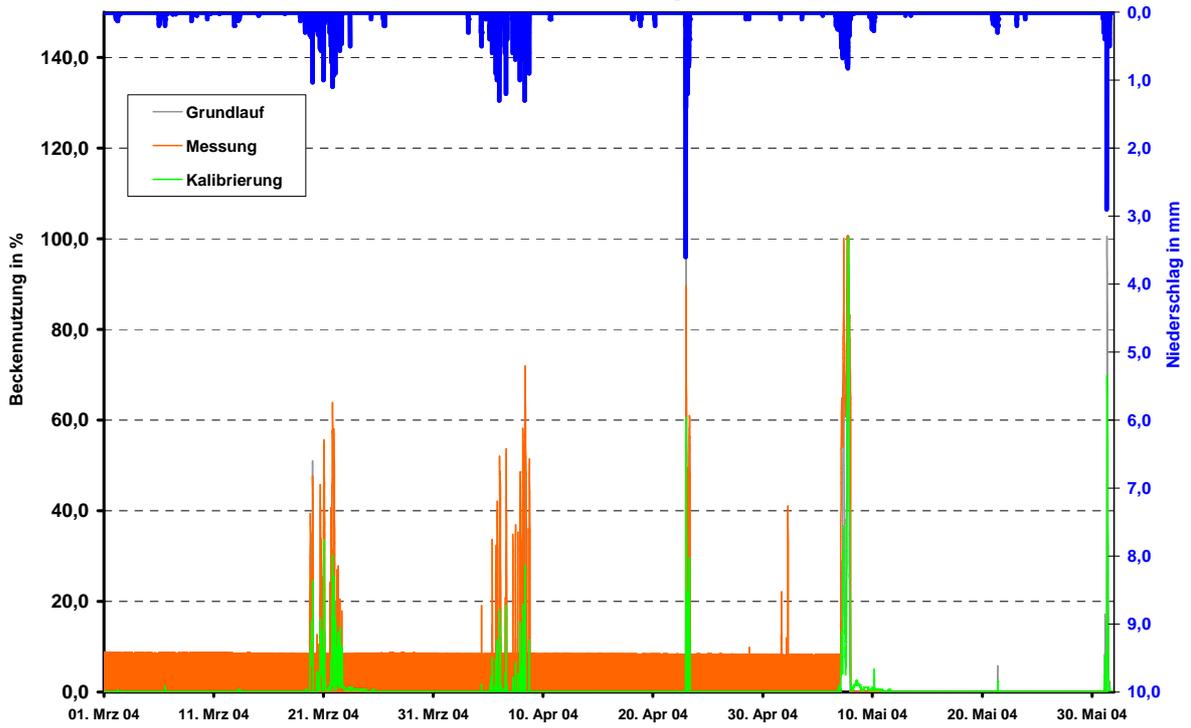
Messstelle :
SK Huinghausen



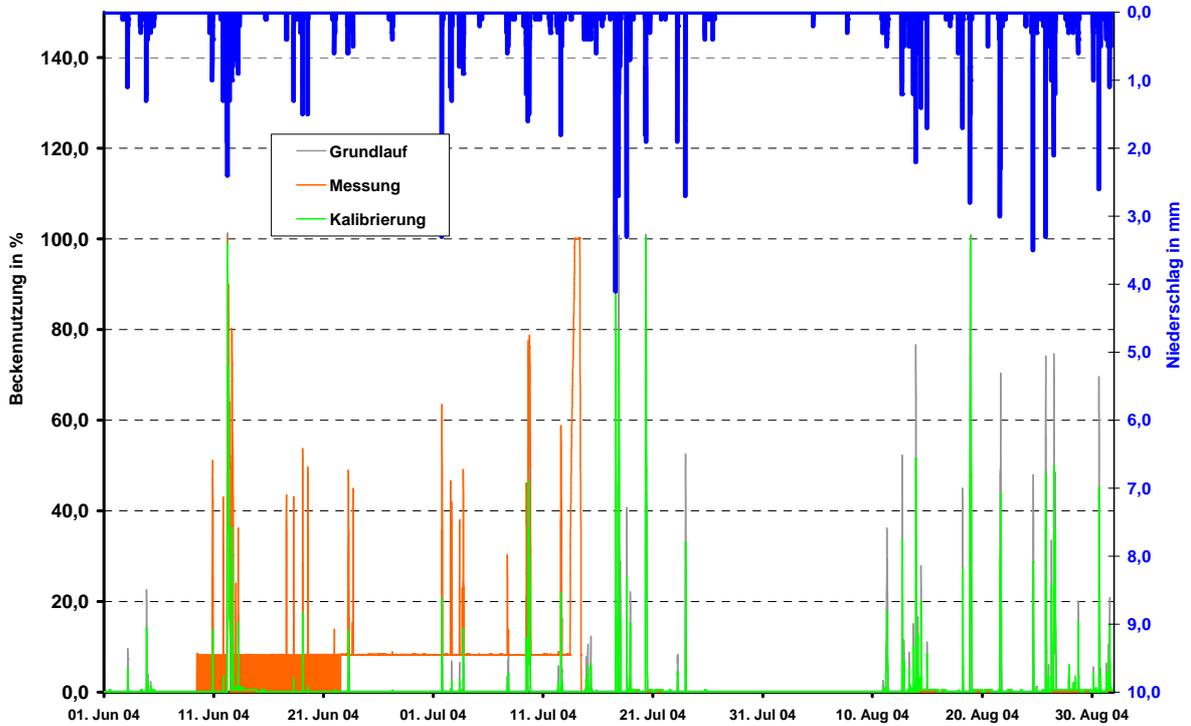
Messstelle :
SK Huinghausen



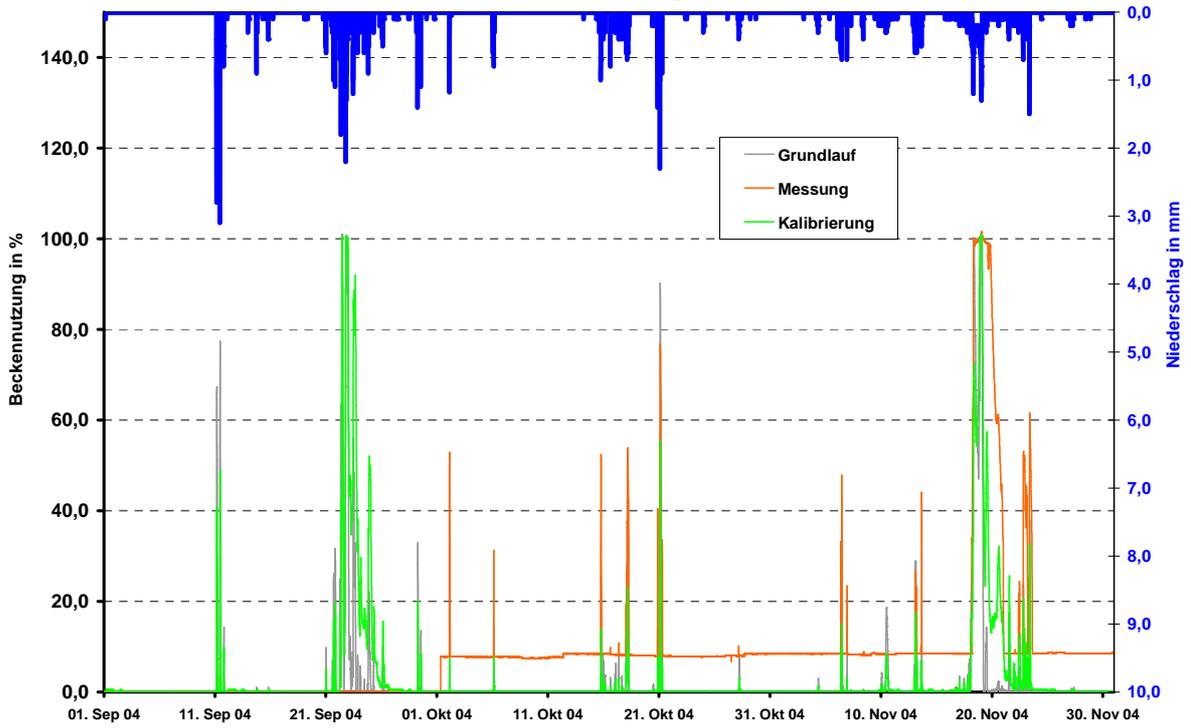
Messstelle :
SK Lehmweg



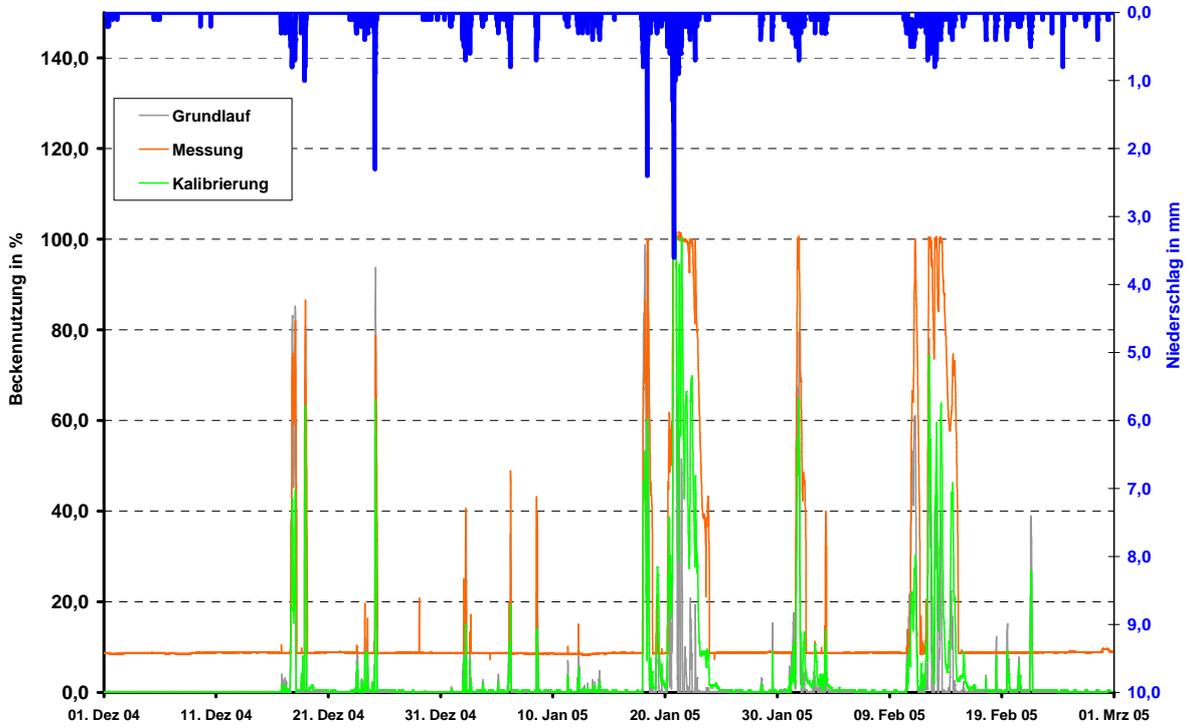
Messstelle :
SK Lehmweg



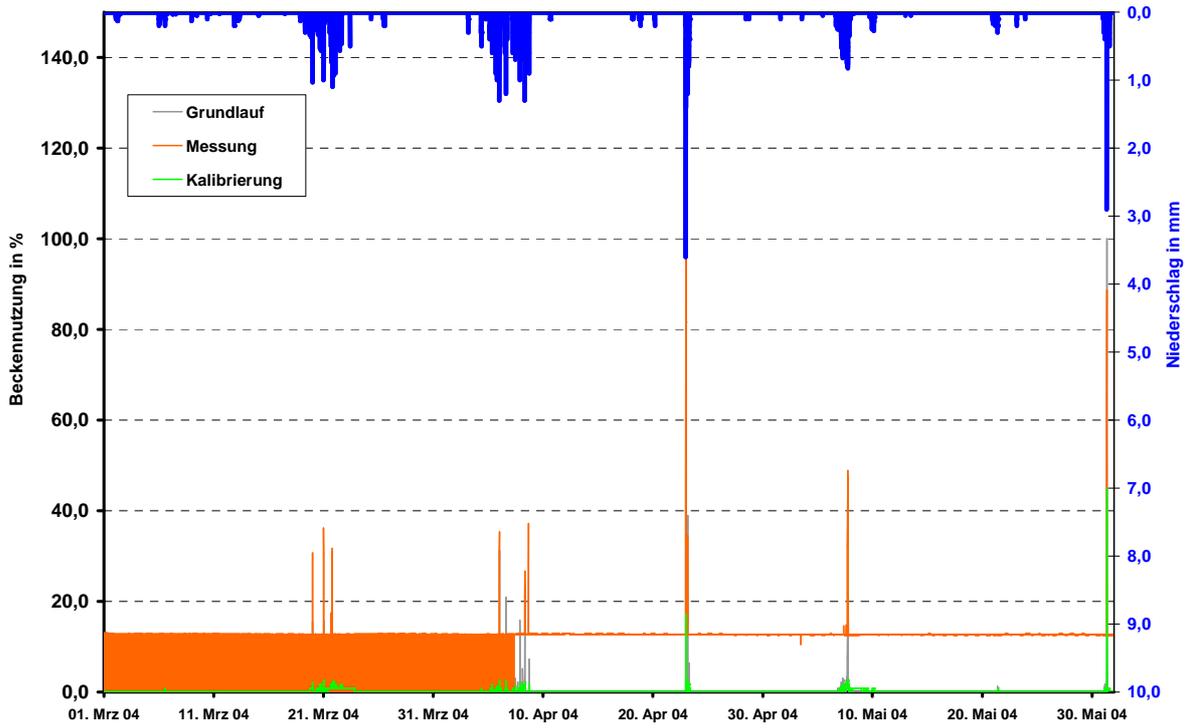
Messstelle :
SK Lehmweg



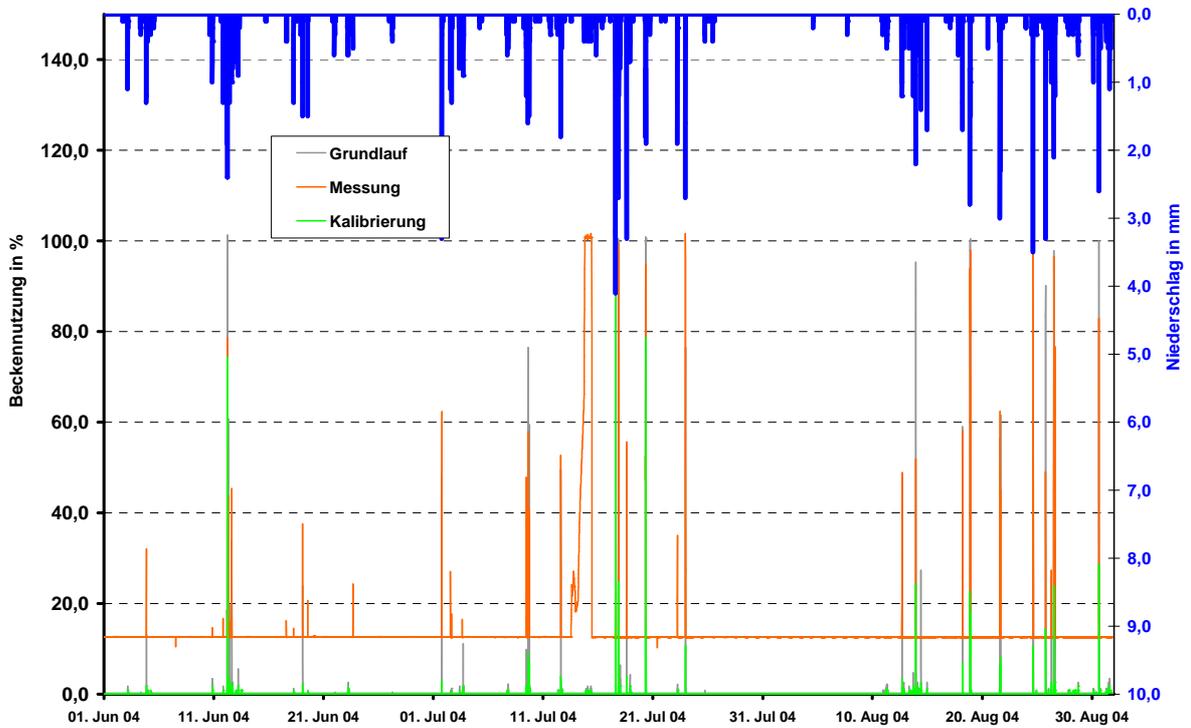
Messstelle :
SK Lehmweg



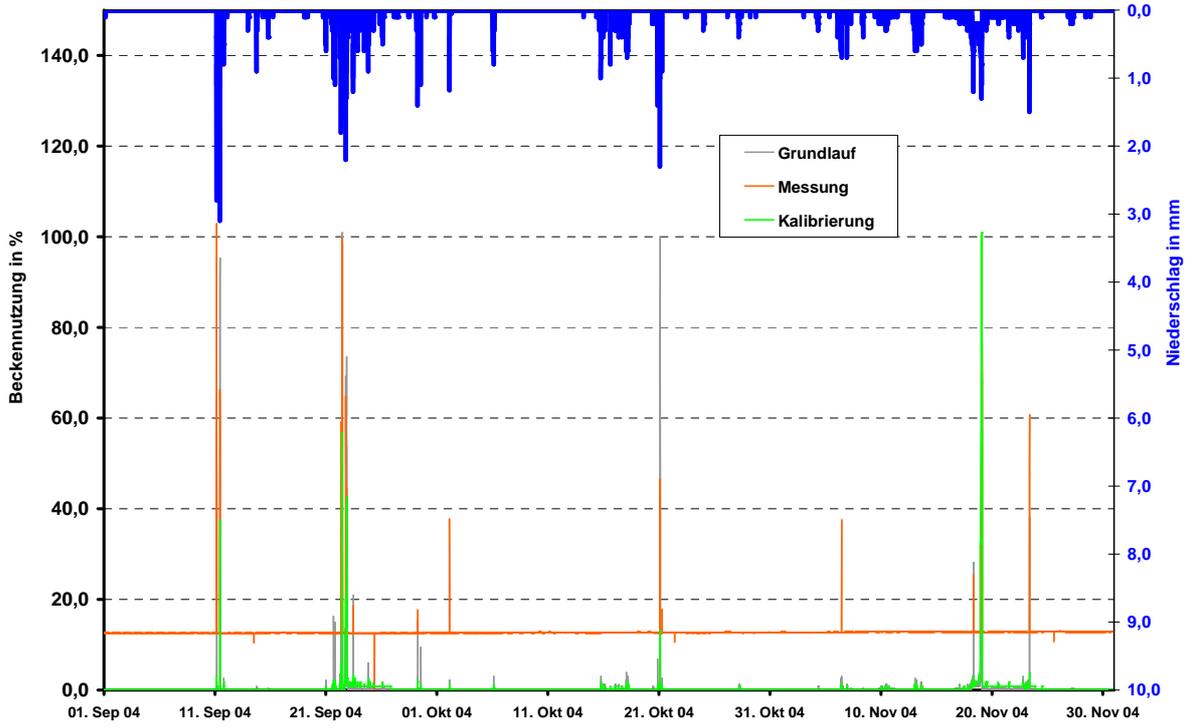
Messstelle :
SK Elsetal



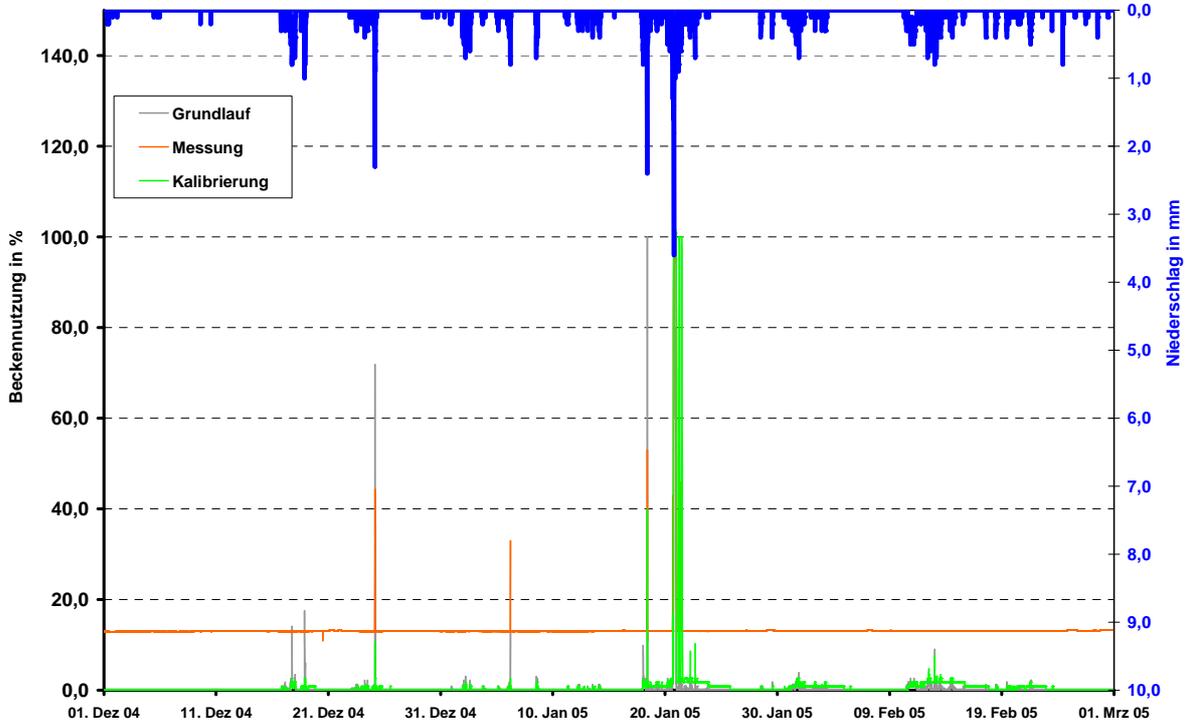
Messstelle :
SK Elsetal



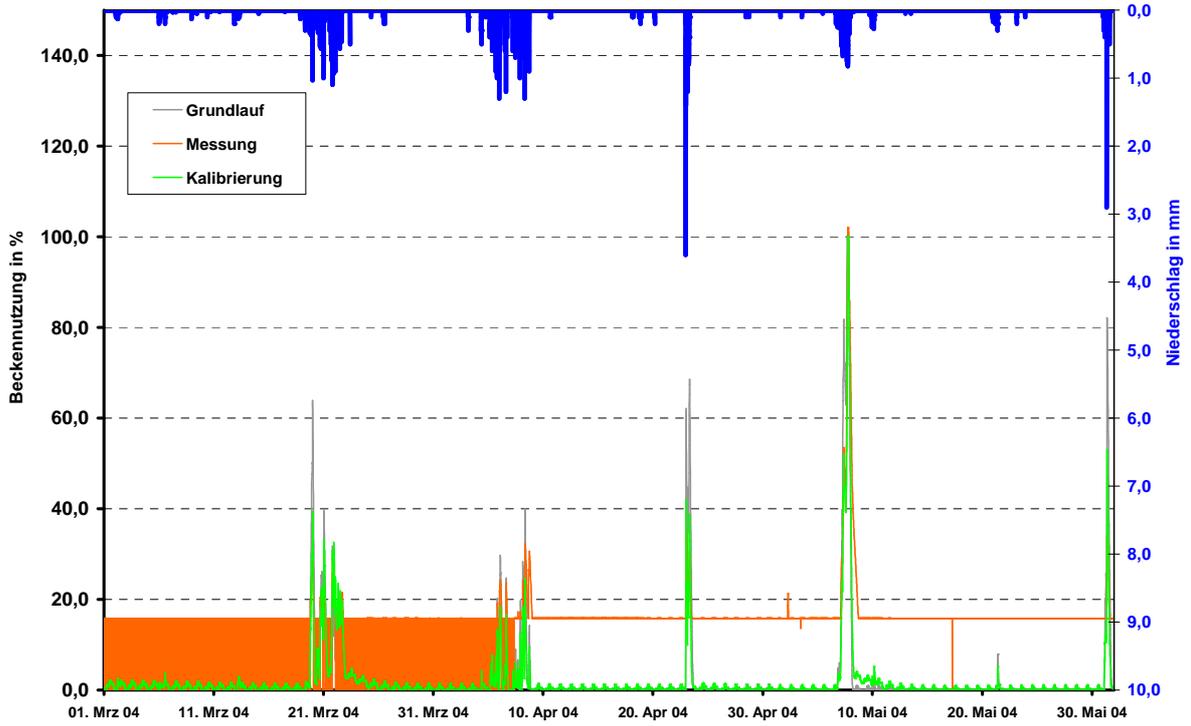
Messstelle :
SK Elsetal



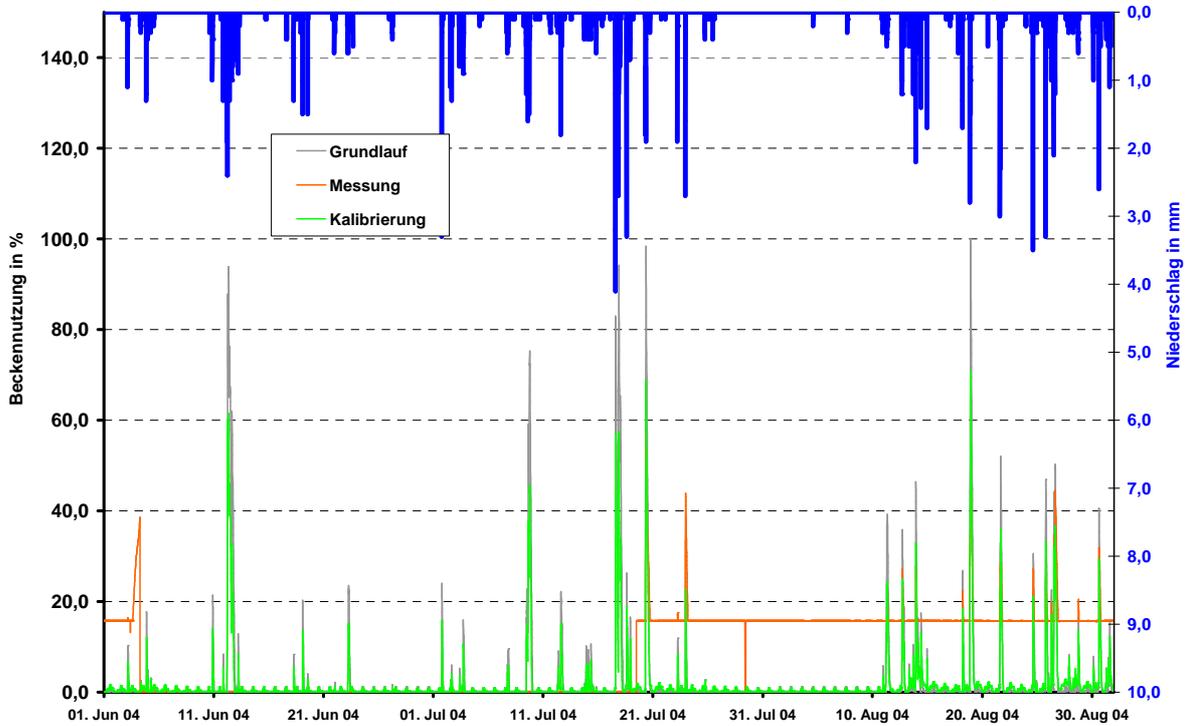
Messstelle :
SK Elsetal



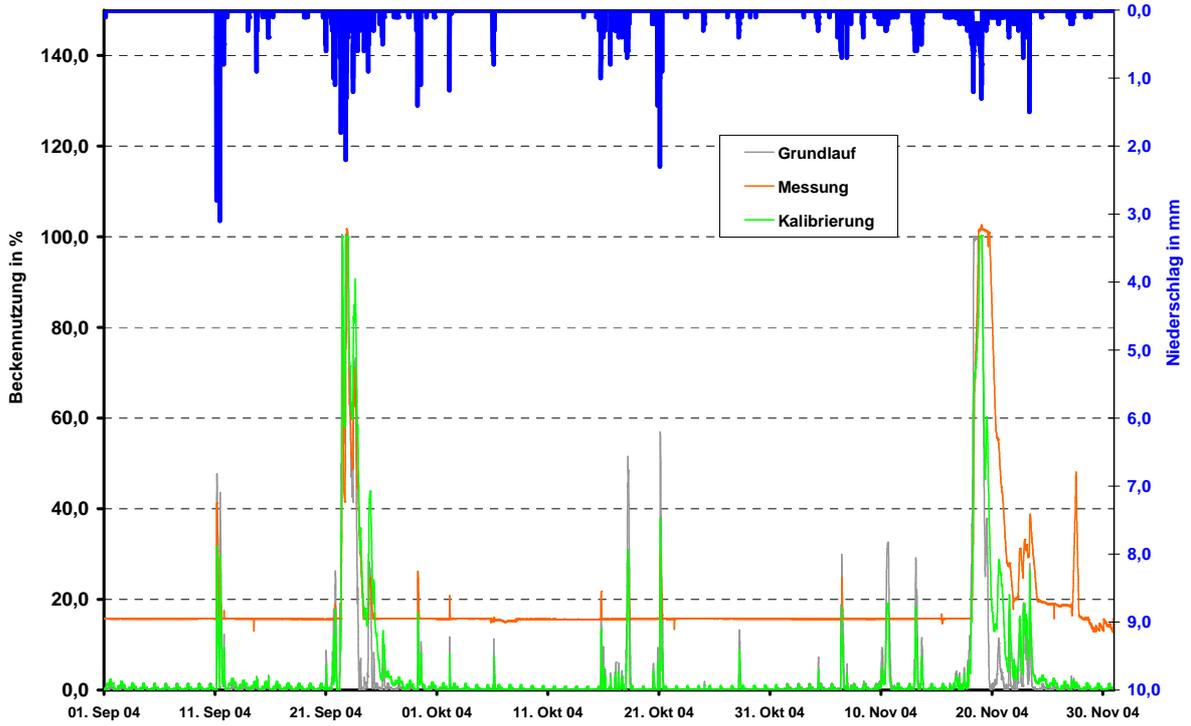
Messstelle :
SK Posenske Straße



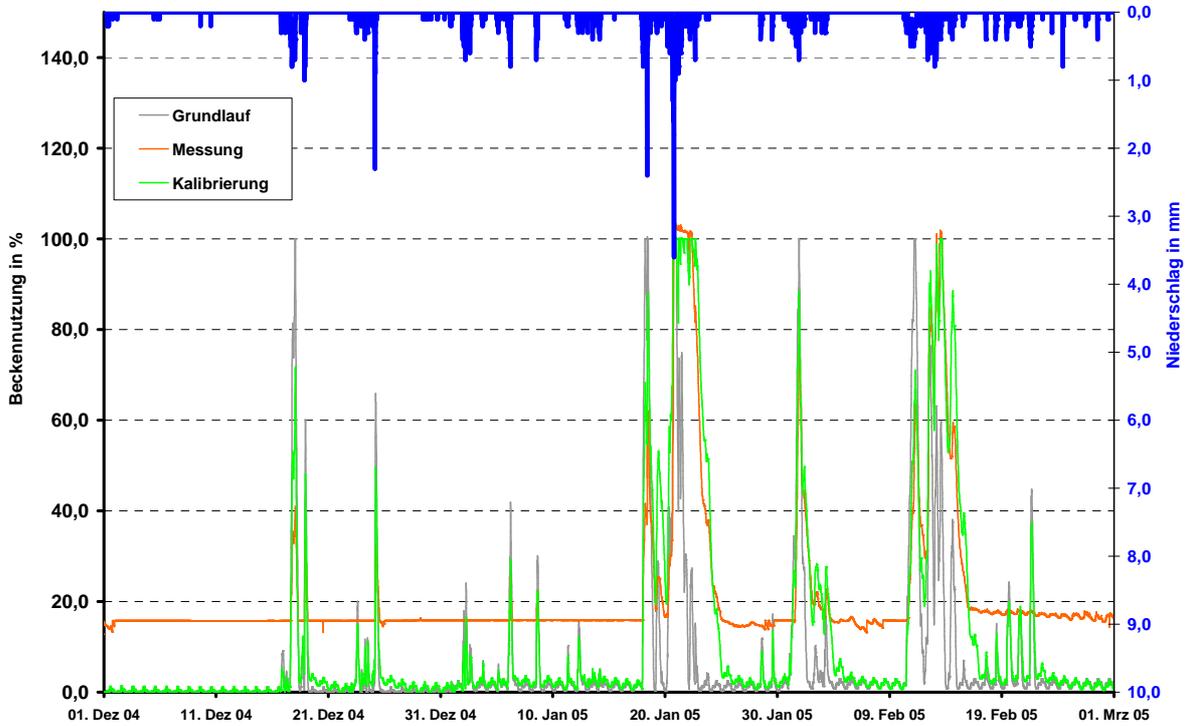
Messstelle :
SK Posenske Straße



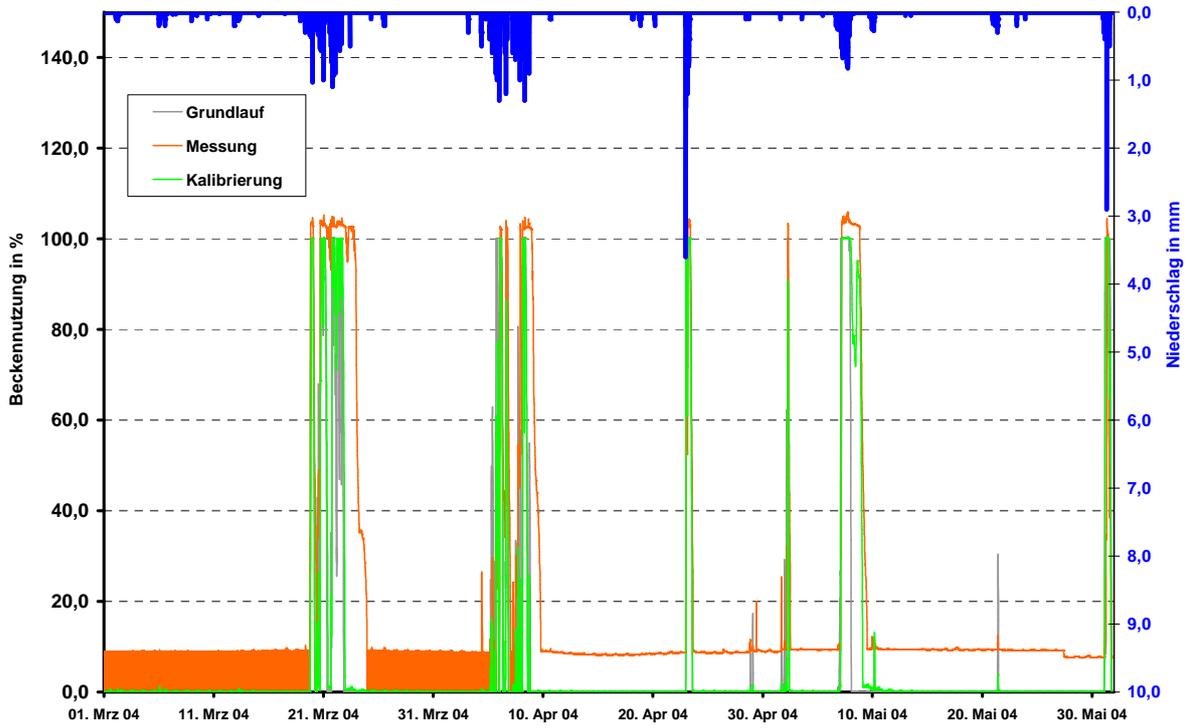
Messstelle :
SK Posenske Straße



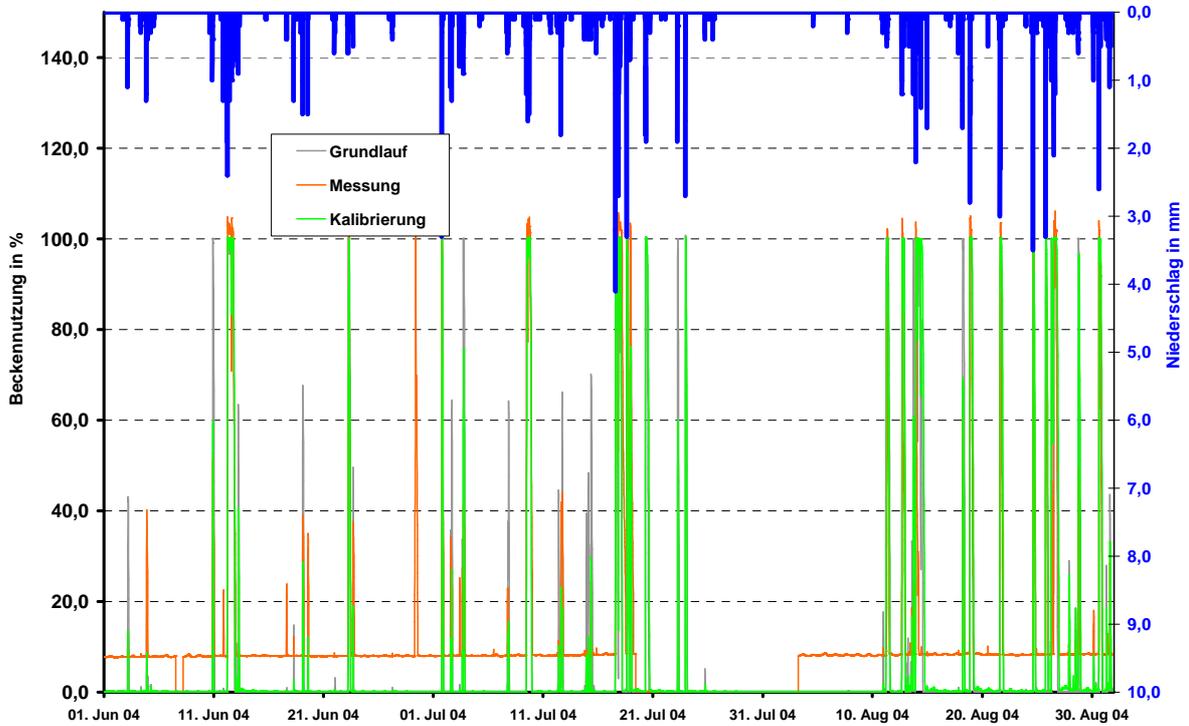
Messstelle :
SK Posenske Straße



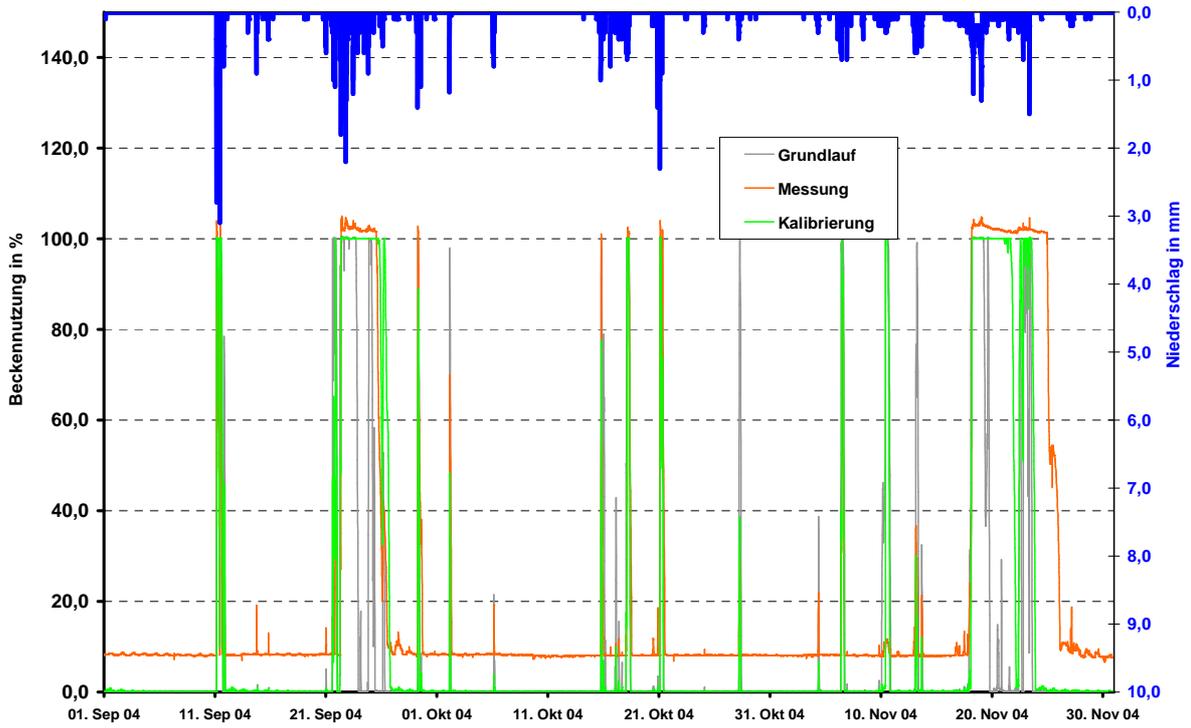
Messstelle :
SK HS Elsetal



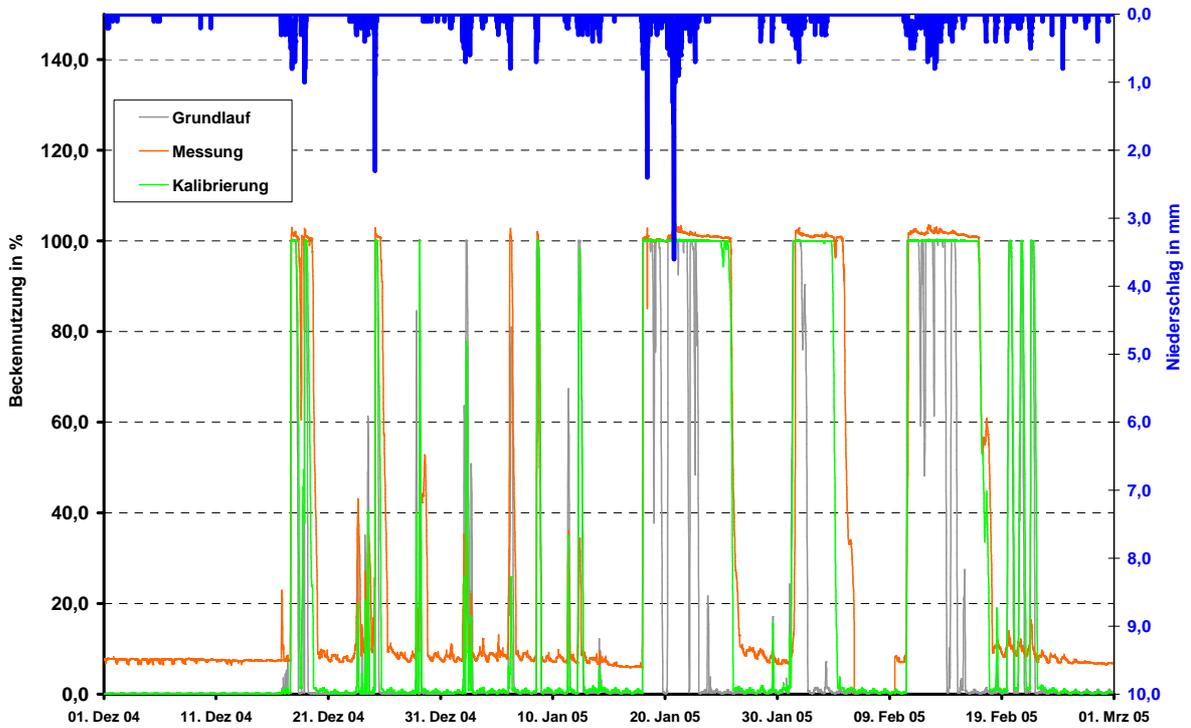
Messstelle :
SK HS Elsetal



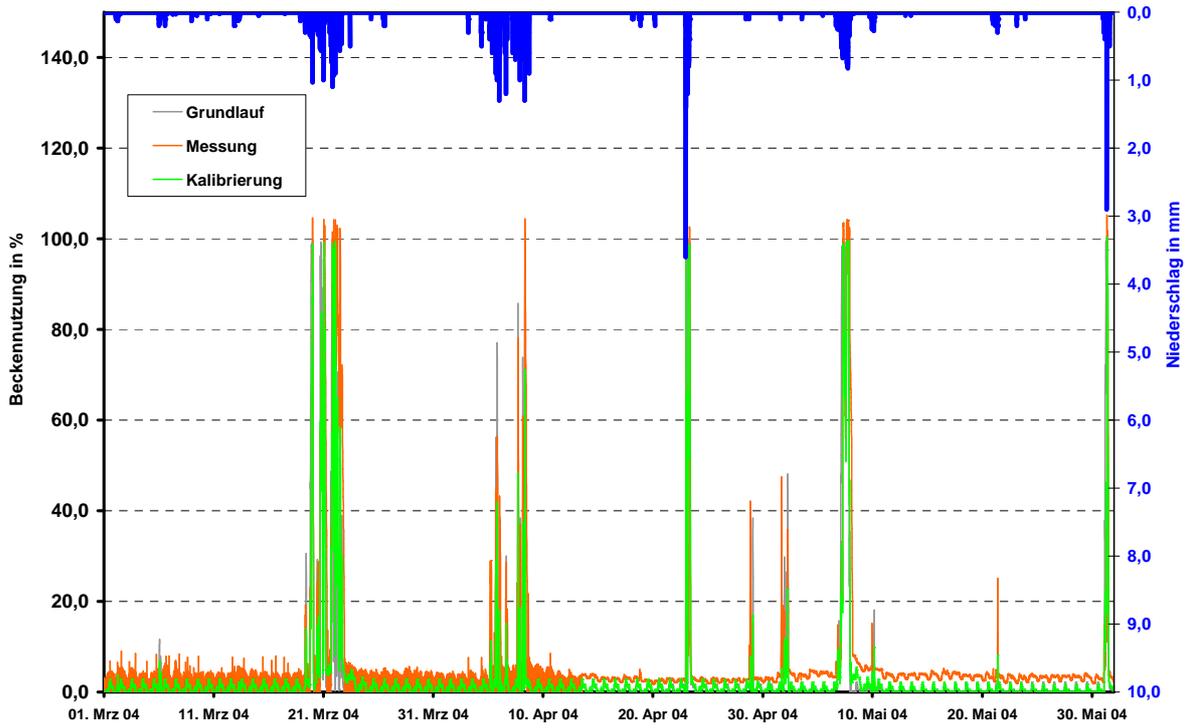
Messstelle :
SK HS Elsetal



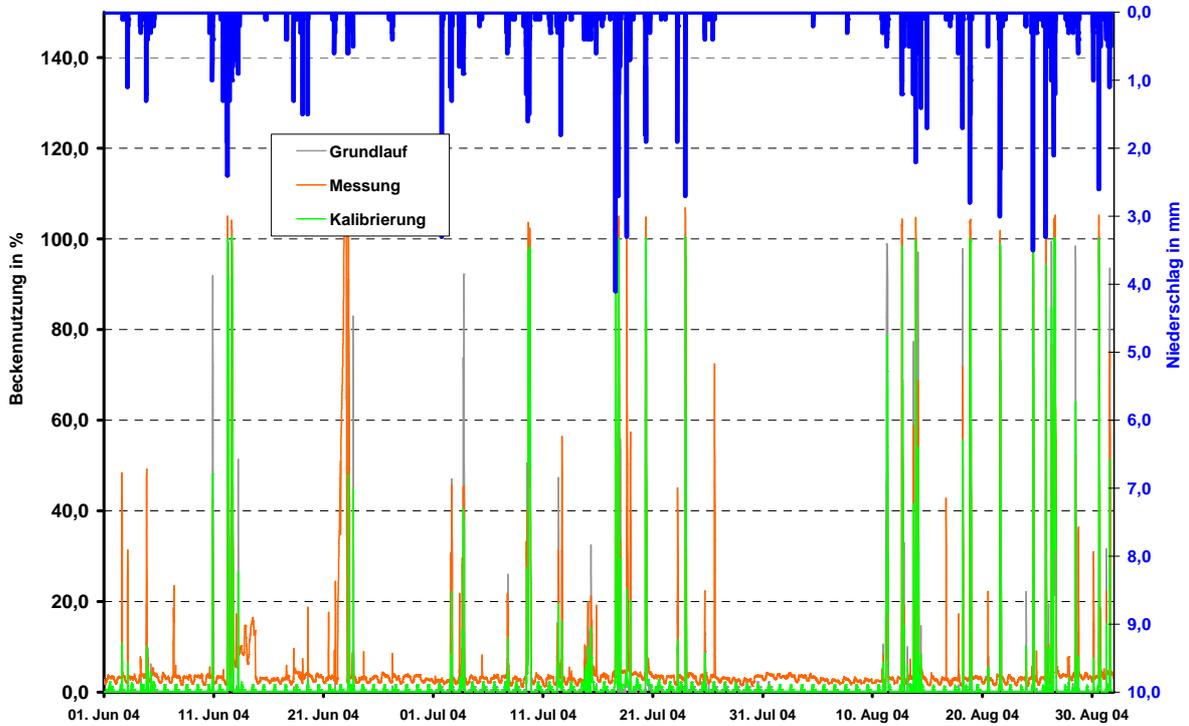
Messstelle :
SK HS Elsetal



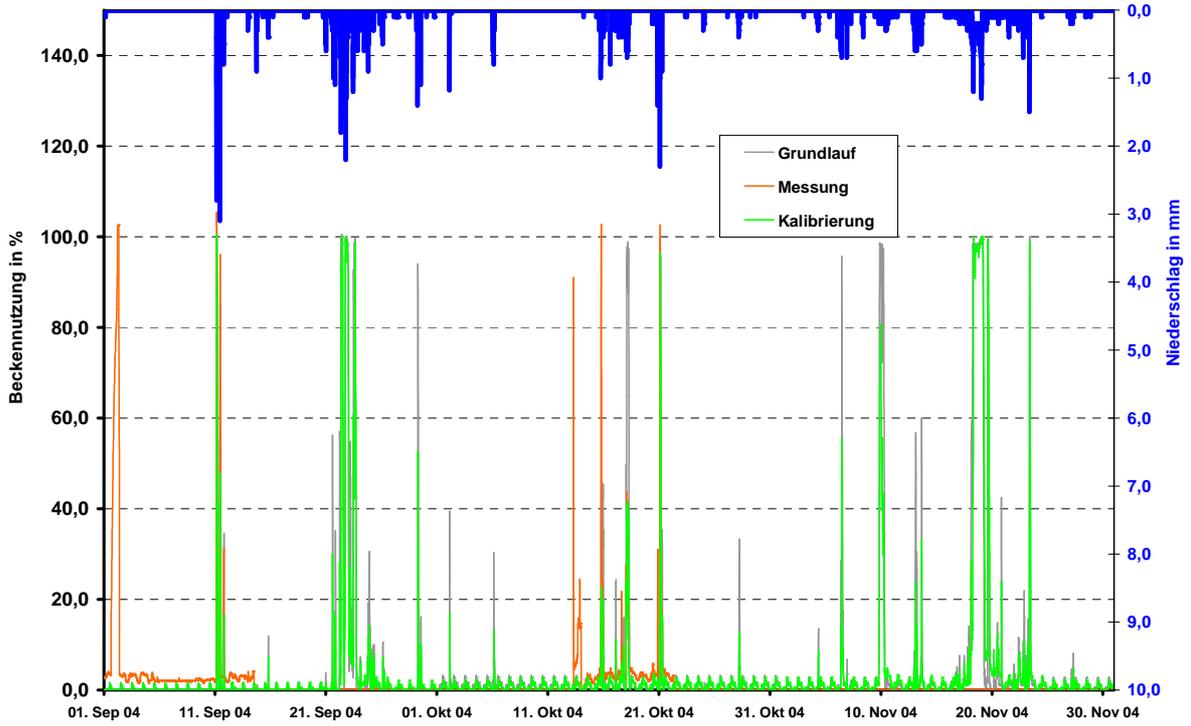
Messstelle :
SK Lennebrücke



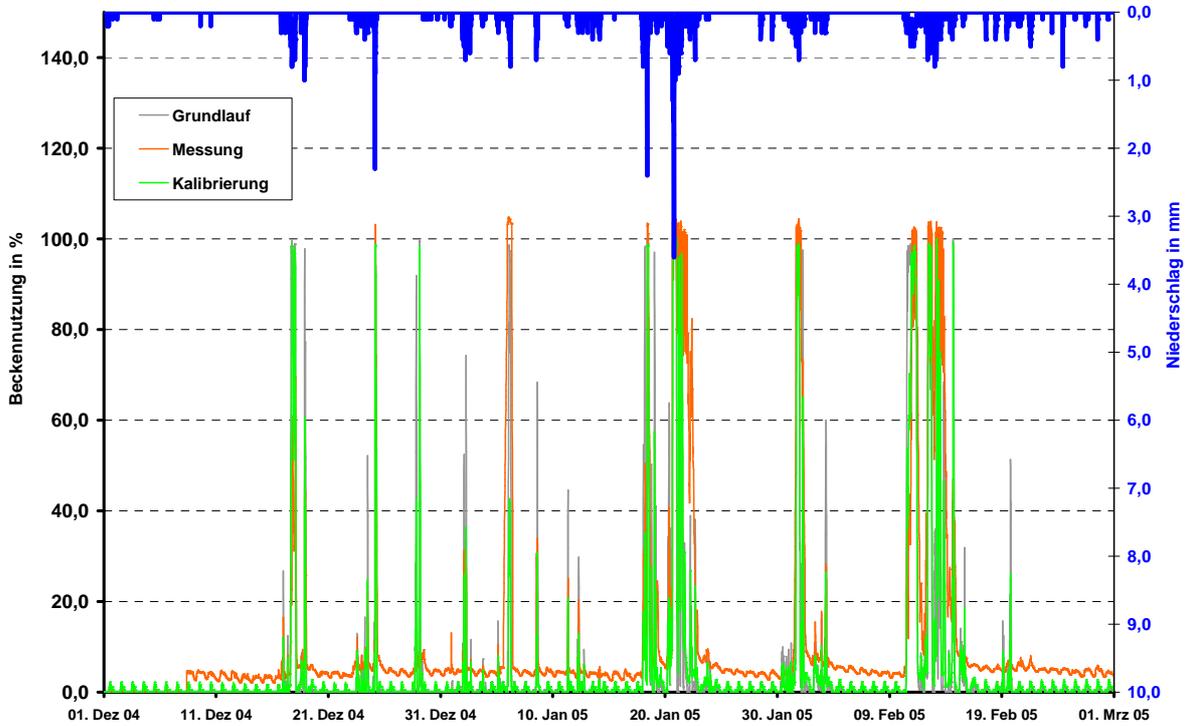
Messstelle :
SK Lennebrücke



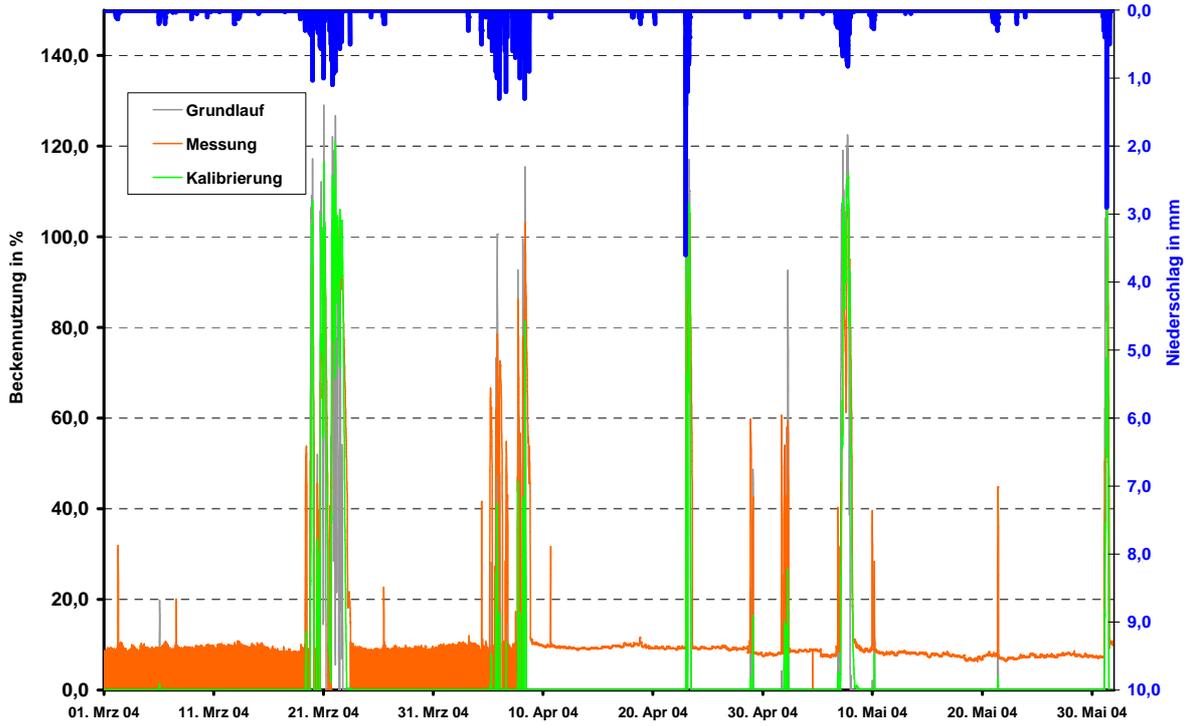
Messstelle :
SK Lennebrücke



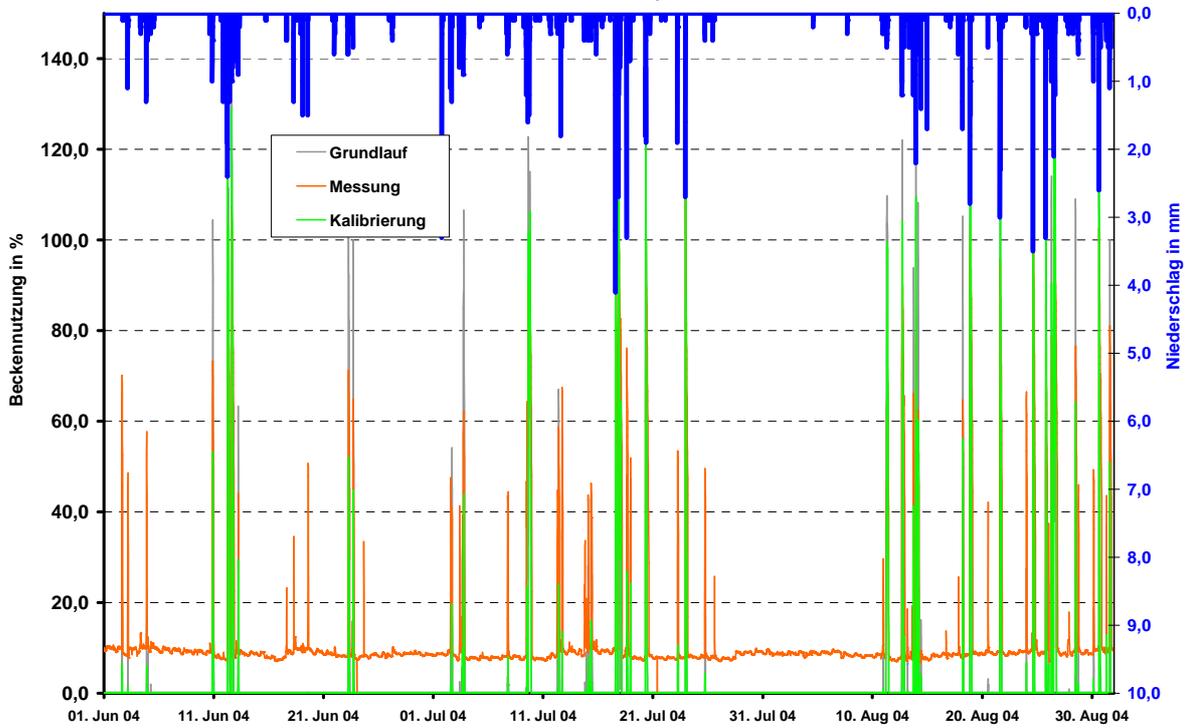
Messstelle :
SK Lennebrücke



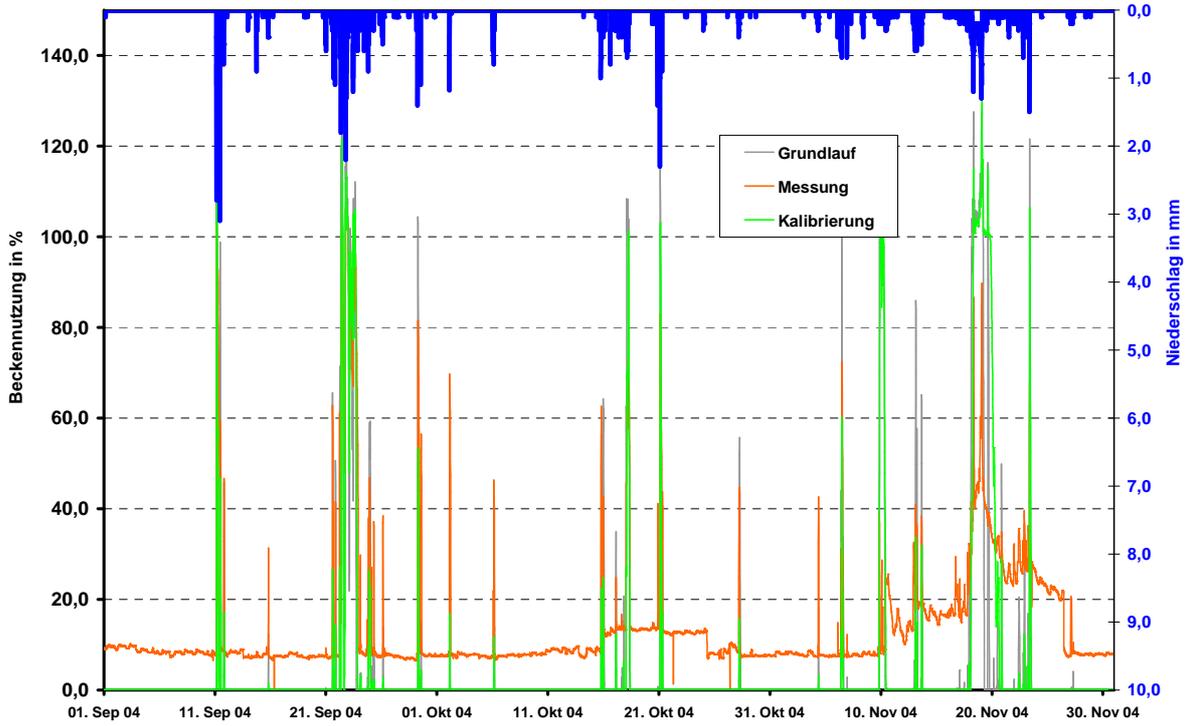
Messstelle :
SK Kahley



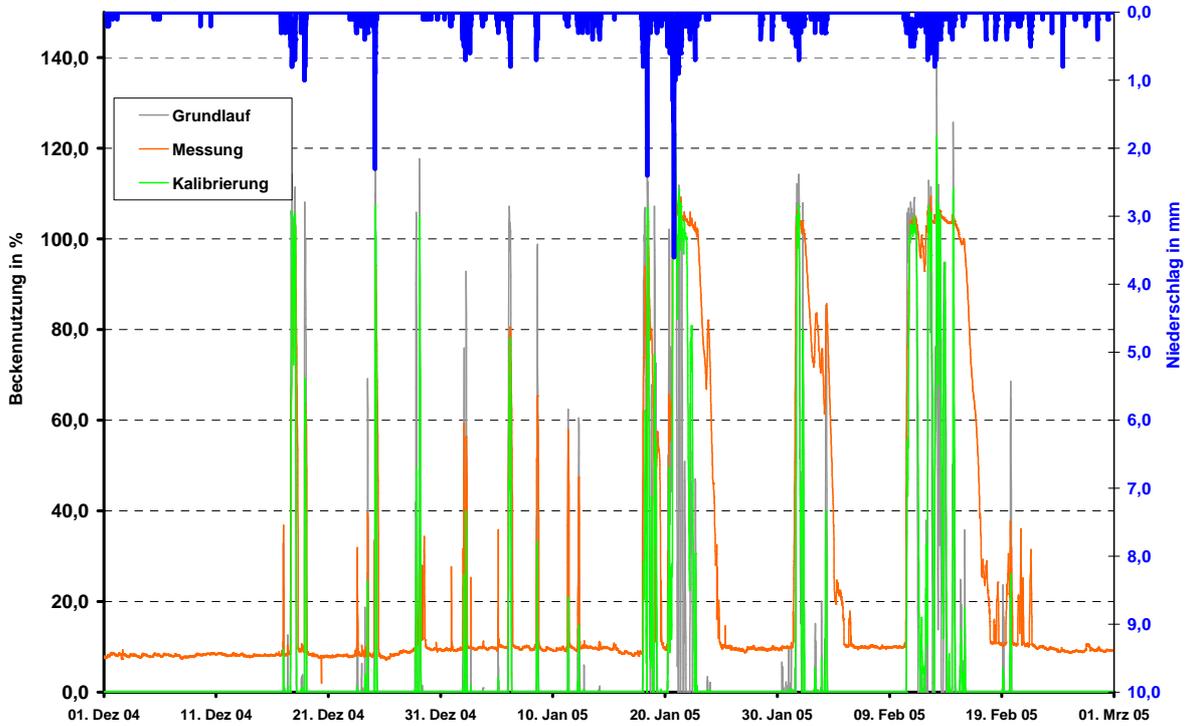
Messstelle :
SK Kahley



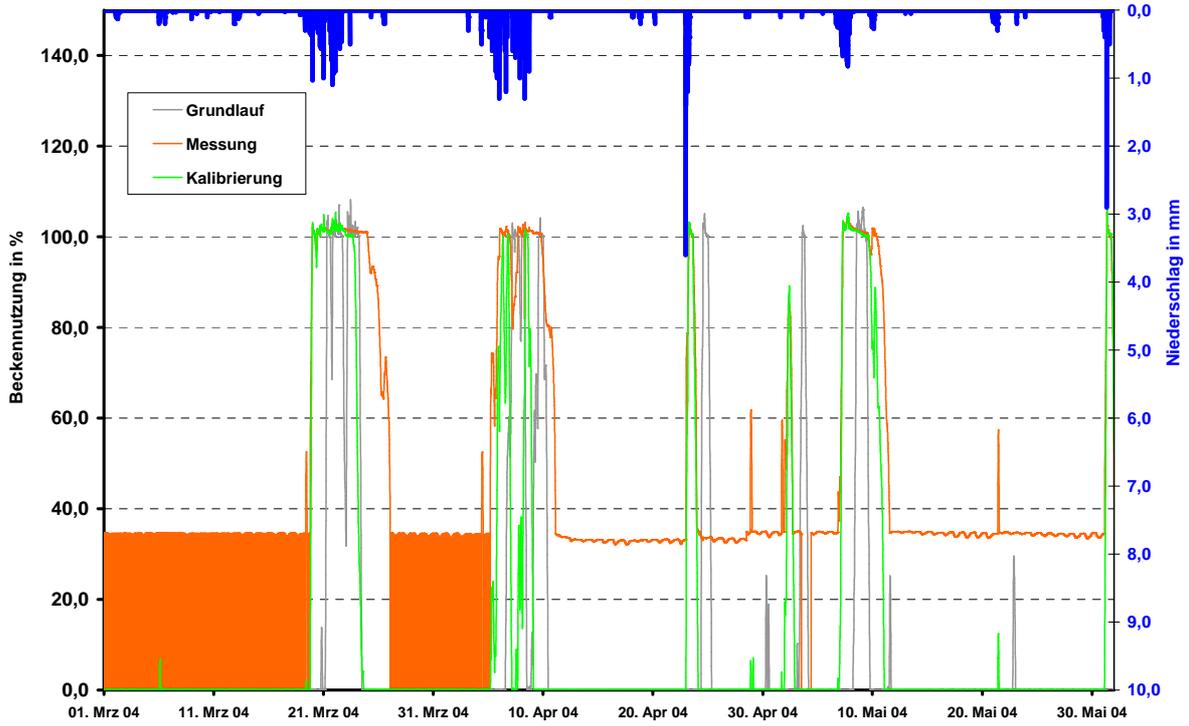
Messstelle :
SK Kahley



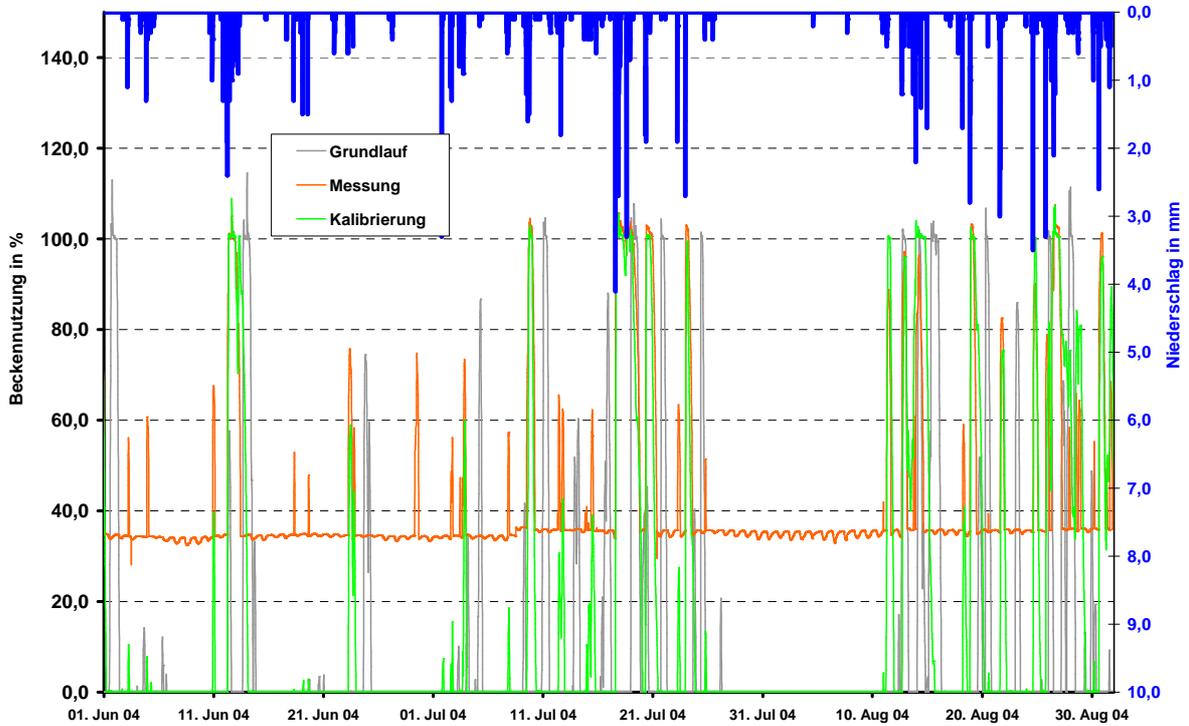
Messstelle :
SK Kahley



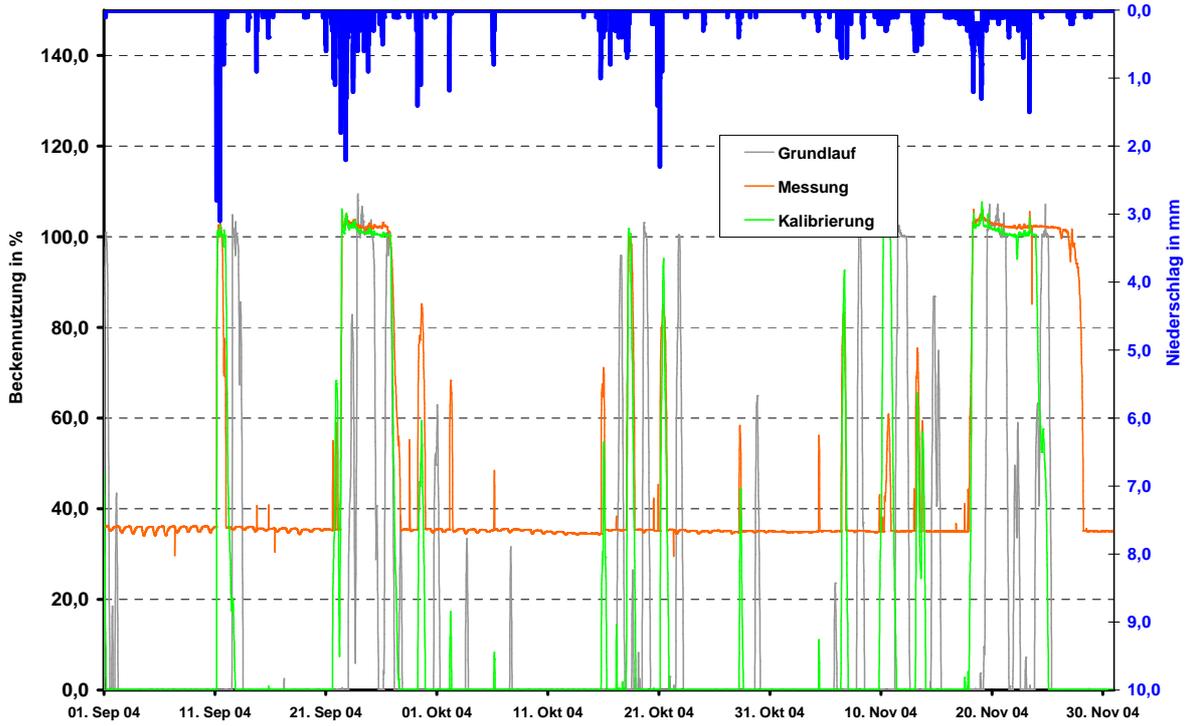
Messstelle :
SK HS Lennetal



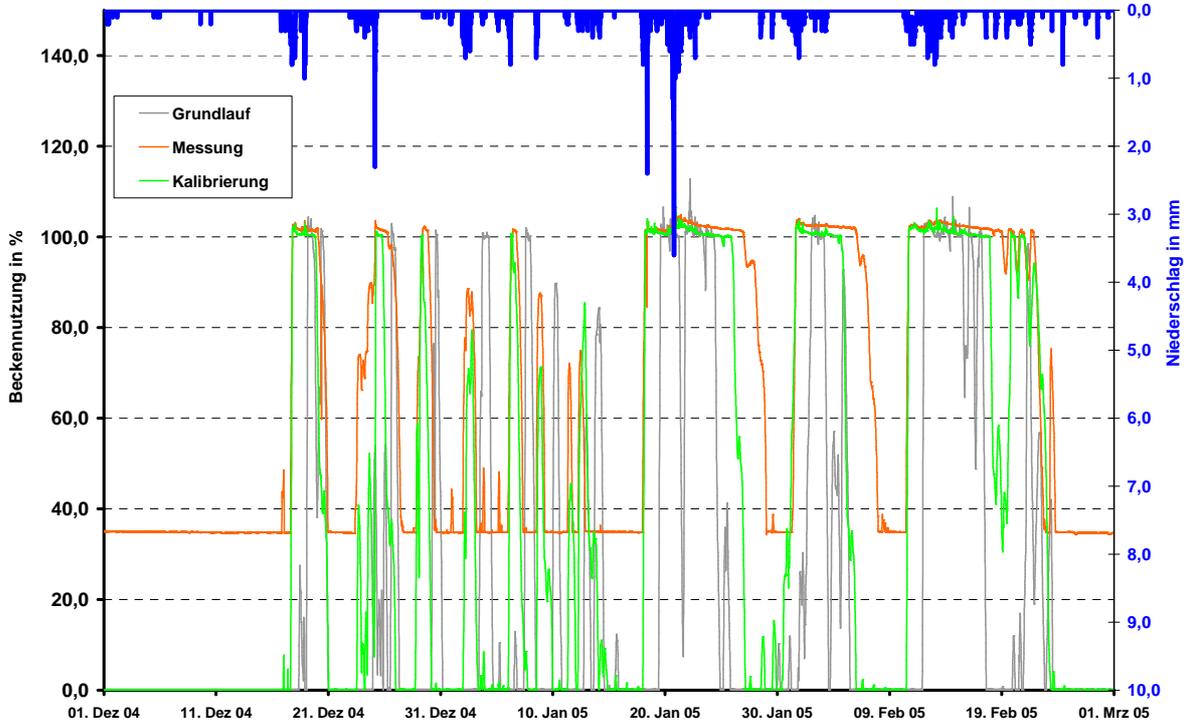
Messstelle :
SK HS Lennetal



Messstelle :
SK HS Lennetal



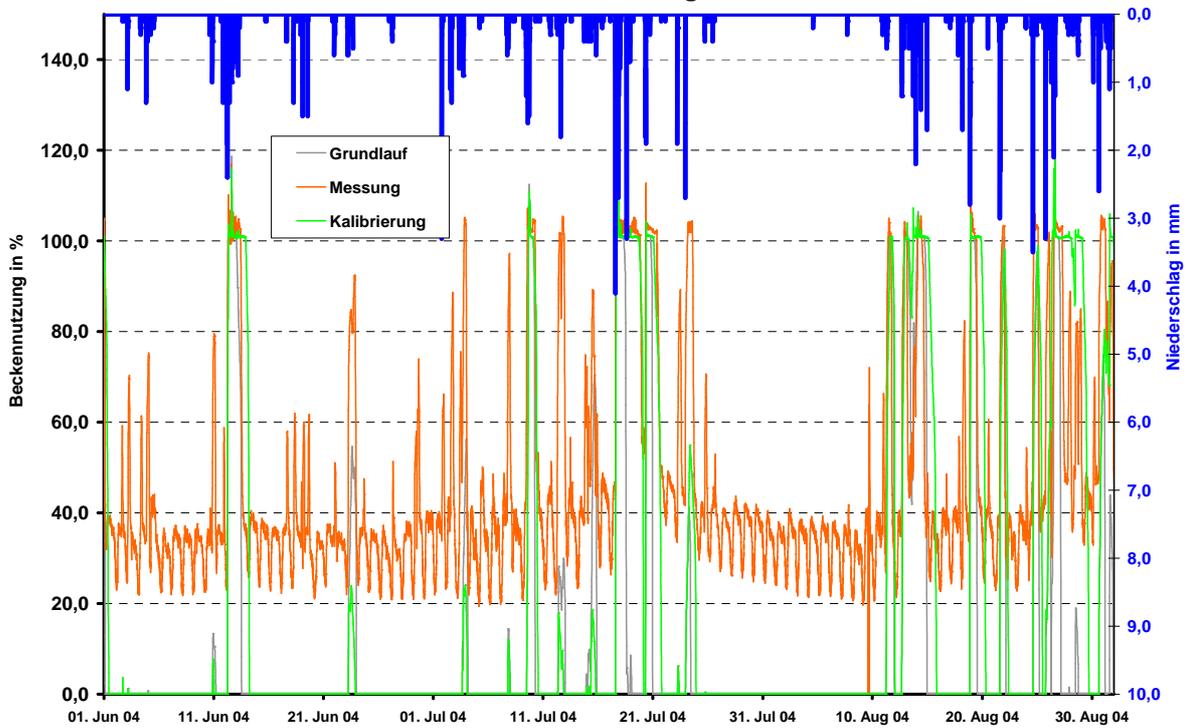
Messstelle :
SK HS Lennetal



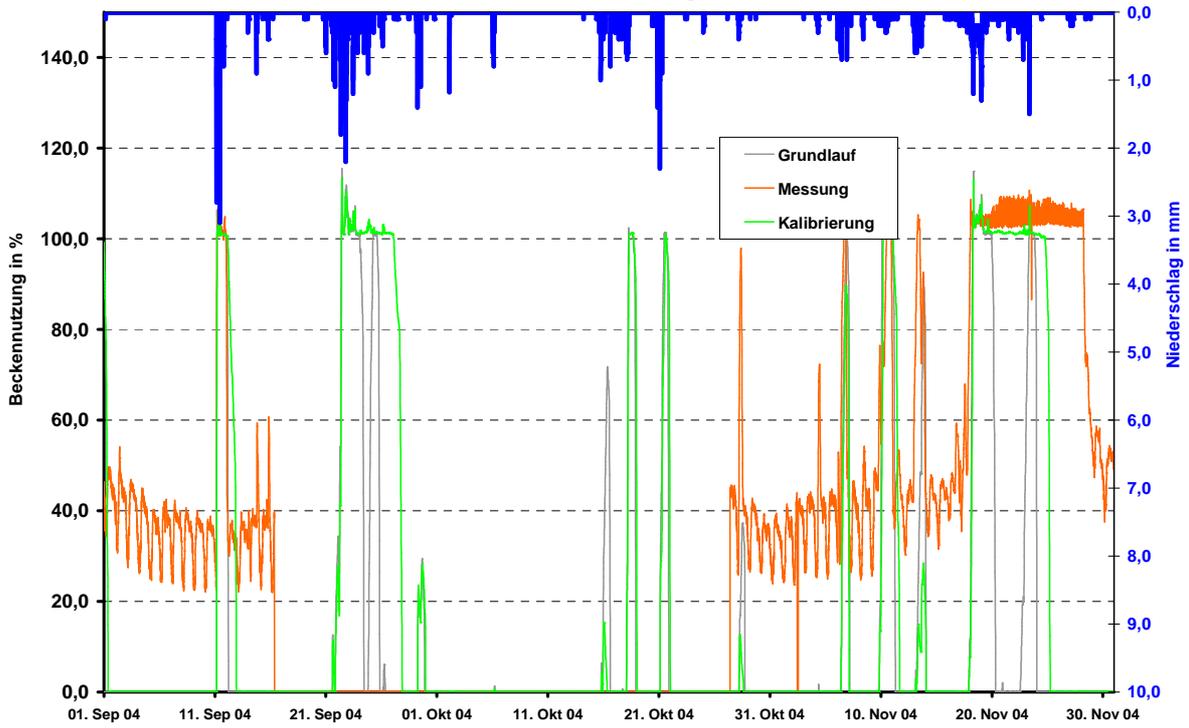
Messstelle :
SK HS Kläranlage



Messstelle :
SK HS Kläranlage



Messstelle :
SK HS Kläranlage



Messstelle :
SK HS Kläranlage

