

Deutsche Bundesstiftung Umwelt

Terra Preta (TP)- Sanitation in a Box

Phosphat Rückgewinnung mit Hilfe von Pflanzenkohle. Entwicklung einer Kleinkläranlage für den Einsatz in Entwicklungsländern an der Schnittstelle von Energie und Agrikultur zur Schließung der Kreisläufe: Phosphat

Abschlussbericht

Aktenzeichen. 33103/01

Thomas Czoske M.Eng.
Jörg Fingas Dipl. Soziologe
Toumoussié Adélaïde Nafissatou Ganou
Hannah Greiner M.Sc.
Daniel Schäfer B.Sc.

Projektkennblatt
der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt



Az	33103/01	Referat	23	Fördersumme	120.900 €																
Antragstitel		Terra Preta (TP)- Sanitation in a Box - Phosphat Rückgewinnung mit Hilfe von Pflanzenkohle. Entwicklung einer Kleinkläranlage für den Einsatz in Entwicklungsländern an der Schnittstelle von Energie und Agrikultur zur Schließung der Kreisläufe: Phosphat																			
Stichworte		Abwasser, Boden, Phosphor																			
Laufzeit		Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)																	
15 Monate		16.12.2016	31.07.2018	1																	
Zwischenberichte		-																			
Bewilligungsempfänger		Ökoservice GmbH			<table border="1" style="width: 100%;"> <tr> <td style="width: 10%;">Tel.</td> <td>0711 9349331-0</td> </tr> <tr> <td>Fax.</td> <td>0711 9349331-21</td> </tr> <tr> <td colspan="2">Projektleitung:</td> </tr> <tr> <td colspan="2">Jörg Fingas</td> </tr> <tr> <td colspan="2">Bearbeiter:</td> </tr> <tr> <td colspan="2">Thomas Czoske</td> </tr> <tr> <td colspan="2">Jörg Fingas</td> </tr> <tr> <td colspan="2">Jürgen Zink</td> </tr> </table>	Tel.	0711 9349331-0	Fax.	0711 9349331-21	Projektleitung:		Jörg Fingas		Bearbeiter:		Thomas Czoske		Jörg Fingas		Jürgen Zink	
Tel.	0711 9349331-0																				
Fax.	0711 9349331-21																				
Projektleitung:																					
Jörg Fingas																					
Bearbeiter:																					
Thomas Czoske																					
Jörg Fingas																					
Jürgen Zink																					
Kooperationspartner		TU Hamburg-Haburg Fondation ClimateSol Institut International de l'Eau et de l'Environnement (2IE) GFEU e.V.																			

Zielsetzung und Anlass des Vorhabens

Klärschlämme sind reich an Phosphor, die Böden Burkina Fasos aber arm an diesem endlichen Rohstoff. Mineralische Phosphordünger sind teuer und teilweise stark mit Schwermetallen kontaminiert. Eine nachhaltige und sichere Nutzung von Phosphor aus Abwässern ist deshalb von essentieller Bedeutung. In Burkina Faso wird in der Regel das Abwasser nicht biologisch gereinigt, Abwässer werden ohne Reinigung direkt in die Gewässer geleitet, Latrinen stehen in direktem Kontakt zum Grundwasser und in Septic-Tanks wird lediglich der Fäkalschlamm vom Abwasser abgetrennt und mit Saugwägen abtransportiert. Die anschließende Nutzung bzw. Entsorgung dieses mit hochbelasteten Keimen versehenen Schlammes in der Landwirtschaft bzw. auf Deponien birgt riesige Gefahren für die Gesundheit der dortigen Bevölkerung.

Die Recherchen im Rahmen dieses Projektes haben gezeigt, dass konventionelle Lösungen mit einer kommunalen Kläranlage und einem flächendeckendem Kanalnetz für Städte wie die Hauptstadt Burkina Faso nicht in Sicht sind. Selbst wenn sie finanzierbar wären - so gibt es bis heute kein großtechnisches Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphor in der Art, dass es für Pflanzen verfügbar ist.

Gegenstand des Projektes „Terra Preta Sanitation in a Box“ war deshalb die Felderprobung eines dezentralen umweltschonenden biologischen Verfahren zur Rückgewinnung verwertbaren Phosphors aus Abwasser unter den Rahmenbedingungen eines potenziellen Zielmarktes in einem Entwicklungsland – in Burkina Faso.

Am Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz der TUHH gibt es zahlreiche Projekte, die erforschen, wie durch die Verzahnung von Abwasserwirtschaft mit der Energie- und Landwirtschaft ein nachhaltiger Mehrwert für die Bevölkerung erreicht werden kann; insbesondere die Verbesserung der Grundwasserqualität, der Qualität der Böden und eine Steigerung der Ernten.

Die Gesellschaft zur Förderung und Entwicklung der Umwelttechnologien an der TUHH (GFEU e.V.) hat sich auf die Umsetzung und Verbreitung von Forschungsergebnissen in die Praxis spezialisiert und verfügt

über eine funktionierende Struktur zur Durchführung von Untersuchungen und Projekten in Entwicklungsländern, insbesondere in Burkina Faso.

Der Antragsteller Ökoservice wollte mit einer Felderprobung demonstrieren, dass seine dezentrale Kläranlagentechnik ein verlässlicher Baustein zur Schließung der Nährstoff und Wasserkreisläufe in einem tropisch ariden Klima sein kann und ist deshalb mit den oben genannten Partnern eine Kooperation eingegangen. Ökoservice sieht seine Technologie als Bindeglied für die Verknüpfung von Nährstoffrückgewinnung und dezentraler Abwasserbehandlung, da die BioTopp-Anlage derzeit als einzige Kleinkläranlage verfahrenstechnisch in der Lage ist biologisch Phosphat zu eliminieren. Außerdem produziert die Technologie, im Vergleich zu anderen Anlagen, kein Fäkalschlamm, es fällt lediglich stabilisierter Überschussschlamm an, welcher als Klärschlammkompost in der Landwirtschaft und im Landschaftsbau verwendet werden kann. Die Klärschlammvererdung stellt einen zusätzlichen Behandlungsschritt dar, um die Schlammmenge drastisch zu reduzieren und Gesundheitsrisiken und Emissionen weiter zu minimieren.

Gegenstand der Felderprobung:

Erprobt wurde das BioTopp-System, ein bewährtes Konzept des Antragstellers Ökoservice, welches führend in der SBR Technologie ist. Laut Goldberg (2018) gibt gegenwärtig keine vergleichbare, nachgewiesene Lösung für eine biologische Phosphor-Eliminierung für die Abwasserbehandlung in der Größenordnung von Kleinkläranlagen.

Beschreibung der erprobten Technologie:

Das Alleinstellungsmerkmal des BioTopp-Systems liegt u.a. in der Kombination von vollbiologischer Reinigung, erhöhter biologischer Phosphatelimination, Klärschlammstabilisierung und anschließender Klärschlammvererdung. Der Phosphor in diesem aerob stabilisierten Überschussschlamm ist in der Biomasse angereichert und deshalb für Pflanzen verfügbar. Durch die bauartbedingte Steigerung des TS-Gehalt auf 8 g/l kann die BioTopp-Technologie voraussetzungslos in bestehende Strukturen z.B. Septic-Tanks eingefügt werden und erfordert viel geringere Infrastruktur Maßnahmen. Die Entsorgungskosten und -risiken sind gegenüber dem in Burkina Faso üblichen Septic-Tank Verfahren viel geringer: Anstatt jährlich ca. 2000 Liter pathogenem Fäkalschlamm pro Einwohnereinheit, entstehen beim BioTopp Verfahren pro Einwohner und Jahr nur 2 kg Schlamm Erde. Die Keimreduktion des stabilisierten Schlamms erfolgt durch biologische und physikalische Prozesse, wie die UV-Strahlung der Sonne.

Ziele der Felderprobung:

Der Antragsteller wollte mit der Felderprobung untersuchen, ob das Verfahren auch unter tropischen Bedingungen funktioniert, ob es mit lokal verfügbaren Kompetenzen betrieben werden kann und ob es in Bezug auf Anwenderfreundlichkeit, gesundheitlicher Unbedenklichkeit und Kosteneffizienz Markt Chancen in diesem Zielmarkt hat.

Ein weiteres Ziel war es, für den Aufbau und den Betrieb der „TP Sanitation in a box“ Anlagen lokale Kräfte zu schulen und mögliche Rekrutierungswege zu finden.

In einem Versuchsgarten sollte in einem Feldversuch die Wirksamkeit des vererdeten Schlamms für das Pflanzenwachstum demonstriert werden. Bezüglich einer möglichen Vermarktung wollte der Antragsteller eine Grundlage, um Chancen und ggfs. Kosten für eine Weitervermarktung abschätzen zu können.

Entscheider für die Anschaffung über Kläranlagen sollten über Maßnahmen der Umweltbildung erreicht werden.

Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden

Zur Umsetzung des Feldversuchs hatte das Projekt mehrere Herausforderungen zu bewältigen:

Zunächst musste es einen Rahmen schaffen, innerhalb dessen die technischen und Wissenstransferziele umgesetzt werden konnten:

- Ein Interface installieren, welches die Kontaktführung zwischen den Projektpartnern aus Universität Hamburg, dem Antragsteller Ökoservice GmbH, der Forschung in Burkina Faso und den Entscheidern im Bereich Abwassermanagement im Zielmarkt übernimmt und synchronisiert
- Personal zur Umsetzung finden, trainieren und koordinieren
- Die Logistik koordinieren

Aufgabe von GFEU e.V. war es, das Interface zu Burkina Faso darzustellen, also Kommunikation, Ressourcen und Monitoring zu gewährleisten, und die verschiedenen Regelwerke und Abläufe zwischen den verschiedenen Institutionen und Dienstleistern so zu „synchronisieren“, dass die Ressourcen zum geplanten Zeitpunkt verfügbar waren. In Burkina Faso übernahm für GFEU e.V. der langjährige Partner Fondation ClimateSol, diese Aufgabe. Sie verhandelte mit der Universität 2IE (eine interstaatliche Organisation von 14 Ländern) über die Auswahl der Bachelorstudenten, den Aufstellungsort, die Zugangsrechte, die Laborleistungen, die Prüfungen etc. und stellte die Kommunikation zur TU Hamburg her. ClimateSol übernahm auch die Aufgabe, Schulungen und Präsentationen zu organisieren.

Aufgabe von Ökoservice war es, je eine Anlage sowohl in Burkina Faso als auch in Stuttgart aufzubauen. In Stuttgart wurde ein Bachelorstudent beauftragt den Einfluss von Pflanzenkohle auf die Reinigungsleistung und Phosphatelimination des BioTopp-Systems zu dokumentieren, wissenschaftlich auszuwerten und somit Referenzdaten und ein Backup zu sichern.

Die TU Hamburg sollte die wissenschaftliche Projektleitung übernehmen, also alle Ressourcen bereitstellen, die für die wissenschaftliche Begleitung des länderübergreifenden Projektes notwendig waren. U.a.: Projektleitung, Tutor für die Begleitung der Bachelor Studenten in Burkina Faso, Raummieten, Reisekosten, etc. Hierzu wurden u.a. Unteraufträge an ClimateSol vergeben.

Für das Projekt wurden zwei Anlagen aufgebaut:

Eine erste auf dem Universitätscampus der 2IE Universität in Kamboinsan/Ouagadougou, und eine Referenzanlage auf dem Testfeld des Instituts für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft (ISWA) der Uni Stuttgart.

Im Zentrum der durchgeführten Versuche an den Anlagenstandorten in Ouagadougou und in Stuttgart-Büsnau stand die Frage, in wieweit sich die Leistungsfähigkeit des BioTopp Verfahrens durch die Zugabe von Pflanzenkohle verbessert, wobei Phosphateliminierung und Reinigungsleistung untersucht werden sollten. Des Weiteren sollte in Pflanzungstests untersucht werden inwieweit das Schlammerde-Pflanzenkohlegemisch und das Ablaufwasser das Wachstum von Pflanzen beeinflussen.

Analytische Messverfahren, die notwendig zur Einstellung der Kläranlagen sind, wurden an beiden Standorten grundsätzlich in gleicher Weise ausgeführt. Sie betrafen u.a. die Parameter pH-Wert, Chemischer Sauerstoffbedarf, Phosphat, Ammonium, Nitrit und Nitrat.

Darüber hinaus wurden an beiden Standorten aber auch unterschiedliche Untersuchungen vorgenommen:

Im Labor der Universität 2IE in Ouagadougou wurden z.B. die möglichen Einflussgrößen auf die Adsorptionsfähigkeit der Biokohle bezüglich des Phosphors untersucht, während am Standort Büsnau der Einfluss der Pflanzenkohle auf die Sauerstoffkonzentration näher untersucht wurde.

Ergebnisse und Diskussion:

Die technischen Rahmenbedingungen für den Standort in Ouagadougou waren nicht optimal.

U.a. Ein mehrwöchiger Stromausfall, extreme Schwankungen der Stromspannung und ein extrem Kohlenstoff-armes Abwasser führten einerseits zu Projektverzögerungen von insgesamt 6 Monaten und andererseits zu abweichenden Testergebnissen, mit der Folge, dass u.a. Fragen der Hygienisierung und Vererdung nicht abschließend beantwortet werden konnten.

Dennoch hat das DBU Projekt 33103 seine Projektziele erreicht, denn trotz widriger Umstände läuft die Anlage in Ouagadougou stabil und die mit Pflanzenkohle behandelten Testpflanzen wachsen hervorragend. Die Workshops der Universität 2IE zur Einführung der Technologie sind gut besucht über das Projekt wurde im Fernsehen berichtet.

Die Ergebnisse dieses Projektes werden heute in Burkina Faso von unserem Partner ClimateSol unter dem Namen NAFASAN präsentiert und wurde in die Lehre der Universität 2IE aufgenommen. NAFASAN kombiniert die energetische Nutzung von Abfallbiomasse durch Pyrolyse mit der dezentralen Reinigung von Abwasser und sieht sich als Konzept zum Bodenaufbau gegen Wasserknappheit, Entwaldung und Desertifikation.

NAFASAN nutzt Pflanzenkohle für die Erhöhung der biologischen Reinigungsleistung und der Nährstoff-Rückgewinnung in einer dezentralen Kläranlage. Pflanzenkohle entsteht beim Kochen mit dem lokalen Pyrokocher NAFAGAZ, als Nebenprodukt der energetischen Verwertung von Abfallbiomasse.

Abfallbiomasse ersetzt den Haupttreiber der Entwaldung (Holzkohle). Durch die Verknüpfung von Energie und Abwasserreinigung entsteht ein Konzept strikter Kreislaufwirtschaft.

Die Abwasserreinigung steht beim Kreislaufkonzept NAFASAN im Fokus: Die Nährstoffe des Abwassers werden zur Produktion von Biomasse genutzt, während Pflanzenkohle dessen Reinigungsleistung erhöht und zur Nährstoffspeicherung, zur CO₂ – Sequestrierung und zur nachhaltigen Bodenverbesserung dient.

Neu ist, dass hierbei auch erstmals ein direkter ökonomischer Nutzen der Abwasserreinigung durch Mehrfachnutzung des Wassers und die wesentlich höhere Ertragskraft der Ackerböden entsteht, sodass die Kläranlage von einer Kostenstelle zu einer Quelle der Wertschöpfung wird. Dies eröffnet vor allem für Entwicklungsländer die Möglichkeit eine adäquate Abwasserreinigung zu etablieren.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation:

Im Verlauf wurde das Projekt DBU AZ 33103 TP Box mehreren NGOs im Bereich Water, Sanitation and Hygiene (WASH) tätig sind vorgestellt:

Hervorzuheben sind hier die niederländische Organisation IRC und die Acion contre la faim (ACF) mit Niederlassungen jeweils in Ouagadougou.

Der Fachöffentlichkeit und Entscheidern in Medien wurde das Projekt NAFASAN im Mai 2017 auf der Messe SIERO "Salon International de l'Environnement et des Energie Renouvelables de Ouagadougou" u.a das Projekt NAFASAN vorgestellt. Die Deutsche Welle nahm dies zum Anlass für eine Reportage.

Auf der Konferenz zur Messe SIERO wurde NAFASAN und das Konzept Bodenbildung und Grundwasserschutz einer Fachöffentlichkeit von ca. 50 Teilnehmern vorgestellt.

Auf der 5TH Annual Water Conference (AWAC 2017) in Tanga, Tansania November 2017 präsentierte Thomas Czoske das Konzept bei dem Vortrag „Water and sludge reuse for on-site sewage treatment“

Auf der IFAT, der Weltleitmesse für Wasser-, Abwasser-, Abfallwirtschaft stellte die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) u.a. Das Projekt Terra Preta in a Box Vom 4. – 18. Mai 2018 auf ihrem Gemeinschaftsstand als für Beispiel eine effiziente Phosphorrückgewinnung und Kreislaufwirtschaft vor.

Bei der Fachtagung Pflanzenkohle im kommunalen Kontext, Koblenz November 2018 präsentierte Thomas Czoske das Konzept und die Ergebnisse aus dem Projekt bei dem Vortrag „Pflanzenkohle in Kleinkläranlagen“

In Bezug auf Entscheider in der Verwaltung wurde das Konzept dem Directeur de l'Assainissement Direction de l'Assainissement (DASS) de l'Office National de l'Eau et de l'Assainissement (ONEA) vorgestellt. Bei der ONEA handelt es sich um das nationale Wasser Versorgungsunternehmen.

In Bezug auf potentielle private Kunden und Projektentwickler wurde das Konzept im November 2017 einer Goldminengesellschaft vorgestellt und ein Angebot für eine 800 Einwohner Kläranlage mit Wasserwiederverwendung und Klärschlammvererdung zu Terra Preta erstellt.

Am 22 Juli 2018 besichtigte eine Delegation des Umweltministeriums Burkina Fasos und ein Vertreter der türkischen Botschaft die funktionierende Anlage und den Versuchsgarten.

Inhaltsverzeichnis

PROJEKTKENNBLATT	III
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	III
TABELLENVERZEICHNIS	V
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	VI
ZUSAMMENFASSUNG	VII
1 EINLEITUNG.....	1
2 GRUNDLAGEN	3
2.1 Beteiligte Institutionen.....	3
2.1.1 Ökoservice GmbH	3
2.1.2 Die TU Hamburg-Haburg.....	3
2.1.3 Gesellschaft zur Förderung und Entwicklung der Umwelttechnologien.....	4
2.1.4 Institut International de l'Eau et de l'Environnement (2IE)	4
2.1.5 Fondation ClimateSol.....	4
2.2 Betrachtung der Wassersituation in Burkina Faso	5
2.3 Ansatzpunkte zur Problemlösung	5
2.3.1 Trinkwasseraufbereitung	5
2.3.2 Grundwasserschutz	6
2.3.3 Wassereinsparung.....	6
2.3.4 Bodenschutz.....	7
2.4 Das NAFASAN-Konzept.....	8
2.5 Das BioTopp-System	9
2.6 Pflanzenkohle	13
2.7 Terra Preta Sanitation (TPS).....	15
2.7.1 Die Bedeutung von Phosphor.....	15
2.7.2 Phosphatadsorption	16
3 MATERIAL UND METHODEN	17
3.1 Standort Ouagadougou Kamboinsan	17
3.2 Versuchsstandort Stuttgart Bünsau	18
3.3 Herstellung Pflanzenkohle.....	18
3.4 Adsorptionstests.....	19
3.5 Analytische Messverfahren	21
3.6 Untersuchungen mit Überschussschlamm	22
3.6.1 Toxizitätsstest für Saatgut.....	22
3.6.2 Pflanztests.....	23
3.6.3 Keimreduktion.....	24
4 ERGEBNISSE UND DISKUSSION	26
4.1 Phosphatadsorption an Pflanzenkohle.....	26
4.1.1 Einfluss der Anfangskonzentration des Adsorbats.....	26
4.1.2 Auswirkung der Bewegung auf den Adsorptionsvorgang.....	27

4.1.3	Einfluss des pH-Wertes	27
4.1.4	Vergleich der Adsorption in Schlamm und in reinem Wasser.....	28
4.1.5	Relevanz für die Phosphatadsorption im NAFASAN Konzept.....	29
4.2	Gelöster Sauerstoff	30
4.2.1	Optimierung der Belüftung	30
4.2.2	Einfluss der Pflanzenkohle auf die Sauerstoffkonzentration	32
4.3	Rohabwasser	35
4.4	pH-Wert und Temperatur.....	37
4.5	CSB, SAK 254 und SAK 436.....	38
4.6	Nitrifikation	42
4.7	Denitrifikation.....	43
4.8	Phosphatelimination	47
4.9	Schlammindex und -volumen und Trockensubstanz	50
4.10	Bakteriologische Belastung.....	52
4.11	Untersuchungen mit Überschussschlamm	52
4.11.1	Toxizität für Saatgut.....	52
4.11.2	Pflanztests.....	53
4.11.3	Schlammvererdung – bakteriologische Belastung	55
5	VERGLEICH DER REINIGUNGSLEISTUNG.....	57
6	WISSENSTRANSFER	60
7	FAZIT UND AUSBLICK.....	62
	LITERATURVERZEICHNIS.....	64
	Anhang.....	119

Abbildungsverzeichnis

ABBILDUNG 1: DAS NAFASAN-KONZEPT.....	8
ABBILDUNG 2: ABLAUF SBR-VERFAHREN. ÜS: ÜBERSCHUSSSCHLAMM (FH MÜNSTER)	10
ABBILDUNG 3: SCHEMA DES BIO-TOPP-SYSTEM DER FIRMA ÖKOSERVICE; BELEBUNG 1 MIT RECHEN, BELÜFTUNG, SOWIE BESCHICKUNG UND ZULAUF; BELEBUNG 2 MIT BELÜFTUNG, RÜCKFÜHRUNG, AUSLASS UND ÜBERSCHUSSSCHLAMMABZUG IN DIE VERERDUNG (ÖKOSERVICE, 2018)	11
ABBILDUNG 4: SCHEMATISCHE DARSTELLUNG EINES VERERDUNGSBECKENS (ÖKOSERVICE)	13
ABBILDUNG 5: ELEKTRONENRASTERMIKROSKOPISCHE AUFNAHMEN UNTERSCHIEDLICHER KOHLEARTEN; A: HOLZKOHLE; B: HÜHNERMIST (LEHMANN UND JOSEPH, 2015)	14
ABBILDUNG 6: VERSUCHSAUFBAU, LINKS: BIOTOPP-SYSTEM; RECHTS: SCHACHT DES SPEICHERTANKS FÜR DAS VORBEHANDELTE ABWASSER.....	17
ABBILDUNG 7: A: PROBENAHMEBEHÄLTER, ZULAUF ÜBER SCHLAUCH, AUSLASS ÜBER HAHN; B: OFFENER KANAL GENUTZT ALS PUMPSCHACHT ZUR BESCHICKUNG UND ABLEITUNG DER VERSUCHSKLÄRANLAGE; EINLEITUNG MIT 50 EWG BELASTUNG; PUMPE; ABFLUSSSCHIEBER	18
ABBILDUNG 8: PYROLYSEOFEN ZUR HERSTELLUNG VON PFLANZENKOHLE; A: GEFÜLLT MIT HOLZPELLETS; B: BRENNEND MIT BELÜFTUNGSLÖCHER; C: KOCHABDECKUNG MIT LUFTREGULIERUNG; D: EDELSTAHLROHR ZUM LÖSCHEN	19
ABBILDUNG 9: EINFLUSS DER MENGE AN PFLANZENKOHLE AUF DIE ADSORPTION VON PHOSPHOR FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT.	
ABBILDUNG 10: EINFLUSS DER ANFANGSKONZENTRATION DES ADSORBATS FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT.	
ABBILDUNG 12: EINFLUSS DER BEWEGUNG AUF DIE ADSORPTIONSKAPAZITÄT FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT.	
ABBILDUNG 13: EINFLUSS DES pH-WERTES AUF DIE ADSORPTION VON PHOSPHOR AN PFLANZENKOHLE.. FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT.	
ABBILDUNG 14: EINFLUSS DER REINHEIT AUF DIE PFLANZENKOHLE-ADSORPTION ... FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT.	
ABBILDUNG 15: EINFLUSS DER BIOLOGISCHEN AKTIVITÄT AUF DIE PHOSPHORELIMINATION..... FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT.	
ABBILDUNG 16: GELÖSTER SAUERSTOFF IN REAKTOR 1. 23. SEPTEMBER 23 UND 21. NOVEMBER, 2017	30
ABBILDUNG 16: GELÖSTER SAUERSTOFF IN REAKTOR 2. 21 NOVEMBER UND 23. SEPTEMBER 23, 2017.....	31
ABBILDUNG 18: GEMITTELTE SAUERSTOFFKONZENTRATION IN DER BB2 ÜBER DER ZEIT WÄHREND DER BELÜFTUNGSPHASE; GEMITTELT ÜBER DEN GESAMTEN VERSUCHSZEITRAUM; ROT: OHNE PFLANZENKOHLE; BLAU: MIT PFLANZENKOHLE; GEMESSEN MIT HACH LANGE HQ 40D.....	32
ABBILDUNG 19: GEMITTELTE SAUERSTOFFKONZENTRATION IN DER BB 2 ÜBER DER ZEIT NACH DER BELÜFTUNG; GEMITTELT ÜBER DEN GESAMTEN VERSUCHSZEITRAUM; ROT: OHNE PFLANZENKOHLE; BLAU: MIT PFLANZENKOHLE; GEMESSEN MIT HACH LANGE HQ 40D	33
ABBILDUNG 20: GEMITTELTE SAUERSTOFFKONZENTRATION IN DER BB1 ÜBER DER ZEIT WÄHREND DER BELÜFTUNG; GEMITTELT ÜBER DEN GESAMTEN VERSUCHSZEITRAUM.	34
ABBILDUNG 21: ZEITLICHER VERLAUF DES pH-WERTES (BLAU) UND DER TEMPERATUR (ROT) ÜBER DEN VERSUCHSZEITRAUM IN BÜSNAU.	37
ABBILDUNG 22: ZEITLICHER VERLAUF DES pH-WERTES (BLAU) UND DER TEMPERATUR (ROT) ÜBER DEN VERSUCHSZEITRAUM IN OUGADOUGOU.....	38
ABBILDUNG 23: ZEITLICHER VERLAUF DER CSB-KONZENTRATION (BLAU) UND DEM SAK 436 NM (GRÜN) ÜBER DEN VERSUCHSZEITRAUM; IN ORANGE IST DER CSB-GRENZWERT FÜR DIE REINIGUNGSKLASSE N+P FÜR KLÄRANLAGEN MIT AUFGENOMMEN; CSB-MESSUNG: WTW C3/25 MIT WTW S12, SAK 436 NM	39
ABBILDUNG 24: ZEITLICHER VERLAUF DES PROZENTUALEN ABBAUS VON CSB ÜBER DEN HAUPTVERSUCHSZEITRAUM IN BÜSNAU.	39
ABBILDUNG 25: CSB-WERTE IM ABLAUF ÜBER DEN VERSUCHSZEITRAUM IN OUGADOUGOU.	40
ABBILDUNG 26: ZEITLICHER VERLAUF DES PROZENTUALEN ABBAUS VON CSB ÜBER DEN HAUPTVERSUCHSZEITRAUM IN OUGADOUGOU.....	41
ABBILDUNG 27: CSB – ZULAUF- UND ABLAUFWERTE IN OUGADOUGOU.....	41
ABBILDUNG 28: ZEITLICHER VERLAUF DER NH ₄ -KONZENTRATION (BLAU) ÜBER DEN VERSUCHSZEITRAUM; IN ORANGE IST DER N _{ANORG} -GRENZWERT FÜR DIE REINIGUNGSKLASSE N FÜR KLÄRANLAGEN MIT AUFGENOMMEN MESSUNG: WTW A6/25 MIT WTW S12	42
ABBILDUNG 29: AMMONIUM-STICKSTOFF IM ABLAUF.....	43

ABBILDUNG 30: ZEITLICHER VERLAUF DER N_{ANORG} -KONZENTRATION (BLAU) ÜBER DEN VERSUCHSZEITRAUM IN ORANGE IST DER N_{ANORG} -GRENZWERT FÜR DIE REINIGUNGSKLASSE N FÜR KLÄRANLAGEN MIT AUFGENOMMEN	44
ABBILDUNG 31: ZEITLICHER VERLAUF DER NO_3 -KONZENTRATION UND DER NO_2 – KONZENTRATION ÜBER DEN VERSUCHSZEITRAUM; MESSUNG: WTW N2/25, N5/25 MIT WTW S12	45
ABBILDUNG 32: PROZENTUALER ABBAU VON N_{ANORG} ÜBER DEN HAUPTVERSUCHSZEITRAUM	45
ABBILDUNG 33: ANORGANISCHER STICKSTOFF IM ABLAUF DER ANLAGE ÜBER DEN VERSUCHSZEITRAUM.	46
ABBILDUNG 34: PROZENTUALER STICKSTOFFABBAU IN DER ANLAGE	47
ABBILDUNG 35: ZEITLICHER VERLAUF DER PO_4 -KONZENTRATION (BLAU) ÜBER DEN VERSUCHSZEITRAUM; IN ORANGE IST DER N_{ANORG} -GRENZWERT FÜR DIE REINIGUNGSKLASSE +P FÜR KLÄRANLAGEN MIT AUFGENOMMEN MESSUNG: WTW P6/25 MIT WTW S12	47
ABBILDUNG 36: PROZENTUALER PHOSPHORABBAU ÜBER DEN GESAMTEN VERSUCHSZEITRAUM.	48
ABBILDUNG 37: P_{GES} – ZULAUF- UND ABLAUFWERTE	49
ABBILDUNG 38: ZEITLICHER VERLAUF DES ISV DER BELEBUNG 1 (BLAU), DER BELEBUNG 2 (ORANGE), UND (GRÜN) DER PFLANZENKOHLE WÄHREND DES GESAMTEN VERSUCHSZEITRAUM; DIE PFLANZENKOHLE WURDE NACH DEM VERSUCHSTAG 20 EINGEBRACHT; SV-BESTIMMUNG NACH DIN 14702-1	50
ABBILDUNG 39: ZEITLICHER VERLAUF DER PFLANZENKOHLEKONZENTRATION (GRÜN) SOWIE DER TS-GEHALT DER BB1 (BLAU) UND DER BB2 (ORANGE) WÄHREND DES GESAMTEN VERSUCHSZEITRAUMS	51
ABBILDUNG 40: AMARANTH MIT ABLAUFWASSER NAFASAN BEWÄSSERT→ SCHNELLES WACHSTUM. QUELLE BORO K DIEUDONNÉ (2018)	54

Tabellenverzeichnis

TABELLE 1: VERWENDETE PROBEN MIT ZEITPUNKT DER AUSBRINGUNG UND VERERDUNGSDAUER.....	24
TABELLE 2: VERWENDETE AGARTYPEN ZUR COLIFORMUNTERSUCHUNG	24
TABELLE 3: ROHABWASSER ANALYSE AM STANDORT BÜSNAU UND STANDARDABWASSER NACH SPEZIFISCHEN EINWOHNERFRACHTEN (ATV-DVWK-A 131 VOM MAI 2000) UND SPEZIFISCHEN BEMESSUNGSABWASSERANFALL FÜR KLEINKLÄRANLAGEN (150L)	35
TABELLE 4: ROHABWASSER	36
TABELLE 5: ERGEBNISSE DER MIKROBIOLOGISCHEN ABWASSERUNTERSUCHUNG	52
TABELLE 6: ERGEBNISSE DER PFLANZENTESTS IN OUAGADOUGOU.	53
TABELLE 7: AUSWERTUNG DER AGARTESTSTREIFEN	55
TABELLE 8: VERGLEICH DER REINIGUNGSLEISTUNG. STANDORT OUAGADOUGOU, STANDORT BÜSNAU UND WEITERE REFERENZANLAGEN IN DEUTSCHLAND.....	59
TABELLE A 1: GEMITTELTE SAUERSTOFFKONZENTRATION IN DER BELEBUNG 2 WÄHREND DER BELÜFTUNGSPHASE; STANDARDABWEICHUNG UND STANDARDFEHLER. STANDORT BÜSNAU.	71
TABELLE A 2: GEMITTELTE SAUERSTOFFKONZENTRATION IN BELEBUNG 2 NACH DER BELÜFTUNGSPHASE, STANDARDABWEICHUNG UND STANDARDABWEICHUNG. STANDORT BÜSNAU.....	71
TABELLE A 3: GEMITTELTE SAUERSTOFFKONZENTRATION IN DER BELEBUNG 2 NACH DER BELÜFTUNGSPHASE; STANDARDABWEICHUNG UND STANDARDFEHLER. STANDORT BÜSNAU.....	72
TABELLE A 4: MESSERGEBNISSE DER TEMPERATUR UND DES pH-WERTES VOR ZUGABE DER PFLANZENKOHLE. STANDORT BÜSNAU.....	0
TABELLE A 5: MESSERGEBNISSE DER TEMPERATUR UND DES pH-WERTES NACH ZUGABE DER PFLANZENKOHLE. STANDORT BÜSNAU.....	0
TABELLE A 6: GESAMTE ANALYSENMESSERGEBNISSE DER CHEMISCHEN PARAMETER, SOWIE DEM SAK 254 NM UND SAK 436 NM. STANDORT BÜSNAU.....	0
TABELLE A 7: GESAMTE ANALYSENMESSERGEBNISSE DES ISV UND TS-GEHALT IM BB 1. STANDORT BÜSNAU.	1
TABELLE A 8: GESAMTE ANALYSENMESSERGEBNISSE DES ISV UND TS-GEHALT IM BB 2. STANDORT BÜSNAU.	1
TABELLE A 9: ERGEBNISSE DER REGELMÄßIGEN WARTUNGEN. STANDORT OUAGADOUGOU.	2
TABELLE A 10: ANALYSEERGEBNISSE ÜBER DEN GESAMTEN VERSUCHSZEITRAUM. STANDORT OUAGADOUGOU. ...	3
TABELLE A 11: WARTUNGSERGEBNISSE IM ÜBERBLICK. STANDORT OUGADOUGOU.	4
TABELLE A 12: ENTWICKLUNG DES SCHLAMMES. STANDORT OUHADOUGOU.....	4
TABELLE A 13: WERTE VON 7 BioTopp REFERENZANLAGEN AUS DEN JAHREN 2015 UND 2016	5

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
AEC	Anionenaustauschkapazität
BB1	Belebung 1
BB2	Belebung 2
bioP	Biologische Phosphatelimination
BSB ₅	Biologischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
B _{TS}	Schlammbelastung
CEC	Kationenaustauschkapazität
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
ISV	Schlammvolumenindex
KKA	Kleinkläranlage
SAK	Spektraler Adsorptionskoeffizient
SBR	Sequencing Batch Reactor
SV	Schlammvolumen
TS	Trockensubstanz
TSS	Feststoffkonzentration
ÜSS	Überschussschlamm
Ca	Calcium
N	Stickstoff
NH ₄ -N	Ammoniumstickstoff
NO ₃ -N	Nitrat
NO ₂ -N	Nitrit
P	Phosphor
S	Schwefel

Zusammenfassung

Das Projekt orientiert sich an drei Schlüsselproblemen des Landes Burkina Faso: dem Fehlen einer leistungsfähigen Abwasserreinigung, den nährstoffarmen, erodierten Ferrosolböden und an dem herrschenden Wassermangel in der Region. Sogenannte Terra Preta Technologien haben hohes Potential zur nachhaltigen Bodenverbesserung, aber auch zur Treibhausgasreduktion. Da finanzielle Mittel fehlen, hat das Projekt mit einer Felderprobung das Ziel, die Valorisierung der Abwasserressource darzustellen. Gereinigtes Abwasser zur Wiederverwendung und die Nährstoffe, insbesondere Phosphor, sind als Wertstoffe zu sehen. Die Besonderheit ist hierbei die Optimierung durch den Einsatz von nachhaltig hergestellter Pflanzenkohle. Damit soll die Qualität der Abwasserreinigung und die Düngewirkung der Schlammerde verbessert werden.

Technologischer Schwerpunkt ist das BioTopp-Verfahren von Ökoservice. Das System basiert auf einem modifizierten zweistufigen SBR-Verfahren ohne Vorklärung und einer Vererdung des aerob stabilisierten Überschussschlammes. Den Prozess kennzeichnen eine weitgehende Stickstoffentfernung und erhöhte biologische Phosphatelimination. Zur Optimierung des suspendierten Belebtschlammes wird Pflanzenkohle in die Belebung eingebracht und mit dem aerob stabilisierten Überschussschlamm vererdet. Die Felderprobung wurde in Burkina Faso am Campus der Universität 2IE in Ouagadougou durchgeführt und soll Ausbildung und Technologietransfer fördern. Sie beinhaltet den Bau und Betrieb der Kleinkläranlage, sowie Pflanztests. Begleitend wurden Untersuchungen am Testfeld für Kleinkläranlagen der Universität Stuttgart durchgeführt.

Die Betriebsbedingungen am Standort in Burkina Faso unterscheiden sich aufgrund der hohen Abwassertemperaturen (28-32 °C), häufigen Stromausfällen und anderem Unvorhergesehenem wesentlich von den in Deutschland üblichen; es wurde aber dennoch ein zuverlässiger Betrieb sichergestellt. Die Abwasserzusammensetzung (CSB/TNK/P= 314/60/7 [mg/l]) war durch extremen Kohlenstoffmangel geprägt. Trotz der widrigen Umstände wurde der CSB zu 78 % und Phosphor zu 42 % eliminiert, die Stickstoffeliminationsrate betrug im Mittel 71 %. Die Qualität der Abwasserreinigung war ohne Hygienisierungsstufe ausreichend, um damit Nahrungsmittel zu bewässern, die nicht für den rohen Verzehr vorgesehen sind. Obwohl aufgrund der kurzen Projektdauer der anfallende Überschussschlamm nicht vererdet wurde, zeigte sich in der Tendenz eine Keimreduktion, Verträglichkeit für Saatgut und eine verbesserte Düngewirkung.

Untersuchungen am Testfeld in Deutschland zeigten, dass der Pflanzenkohleinsatz im Belebtschlammverfahren die biologische Aktivität, den Schlammindex und die Nährstoffentfernung verbessert. Trotz stark fetthaltigem Abwasser (CSB/TNK/P=771/46,21/11 [mg/l]) war die mittlere Ablaufkonzentration von Nitrat (0,8 mg/l) und Phosphat (0,4 mg/l) sehr gering. CSB wurde zu 93 % und Phosphor zu 96 % eliminiert, die Nitrifikationsleistung betrug im Mittel 65 % und steigerte sich stetig mit zunehmendem Schlammalter.

1 Einleitung

Wasser ist die wichtigste Ressource für alle Lebewesen und Pflanzen auf dieser Erde. Wasserknappheit ist somit laut des Wasserberichts 2017 der Vereinten Nationen eines der entscheidenden Probleme unserer Zeit und nicht mehr nur auf Entwicklungsländer beschränkt. Eine große Anzahl an Menschen ist auf Grundwasser als Wasserquelle angewiesen, aber Verschmutzung und Überbeanspruchung bedrohen diese Lebensgrundlage (UN-Water, 2017). Einer aktuellen Studie zufolge wird die Verschlechterung der Wasserqualität in den nächsten Jahrzehnten voraussichtlich rasch zunehmen, was wiederum die Risiken für die menschliche Gesundheit, die wirtschaftliche Entwicklung und die Ökosysteme erhöhen wird (WWAP, 2016).

Weltweit ist die häufigste Herausforderung bei der Wasserqualität die Nährstoffbelastung, die je nach Region oft mit der Belastung durch Krankheitserreger verbunden ist. Der größte Anstieg der Schadstoffbelastung wird in Ländern mit niedrigem und mittlerem Einkommen erwartet, vor allem aufgrund des höheren Bevölkerungs- und Wirtschaftswachstums und des Fehlens von Abwassersystemen (WWAP, 2018). Schadstoffe gelangen durch intensive Nutzung und damit verbundene Düngemittelverwendung und durch unbehandeltes oder lediglich teilbehandeltes Abwasser in die Oberflächengewässer, Böden und das Grundwasser. Dabei ist Abwasser eine bisher unterbewertete Ressource: Abwasser ist eine potentiell erschwingliche und nachhaltige Quelle für Wasser, Energie, Nährstoffe, organische Substanz und andere nützliche Nebenprodukte. Eine verbesserte Abwasserentsorgung, einschließlich der Rückgewinnung und sicheren Wiederverwendung von Wasser und anderen Schlüsselkomponenten, bietet viele Möglichkeiten (WWAP, 2017). Leider ist die Abwasserbehandlung der Industrieländer bisher kein nachahmenswertes Modell für Entwicklungsländer, weder im Hinblick auf die wirtschaftlichen Kosten noch in Bezug auf eine Kreislaufwirtschaft.

So gelten in Deutschland für die verschiedenen Größen von Kläranlagen feste Grenzwerte. Jedoch ermöglichen die wenigsten Anlagen eine Verwendung der eliminierten Nährstoffe. Phosphat wird zwar in großen kommunalen Kläranlagen bereits in einer ausreichenden Qualität eliminiert. Die Eliminierung durch chemische Fällung erzeugt jedoch einen zusätzlichen Aufwand im Rückgewinnungsprozess des Phosphors. Außerdem ergibt sich durch die Fällung und Schlammbehandlung mit chemischen Mitteln ein weiterer Eintrag von Polymeren und Schwermetallen.

Die Phosphorelimination auf biologischem Weg kann hier für eine erleichterte Rückgewinnung sorgen, da Phosphor biologisch gebunden und nicht chemisch in schwer löslichen Verbindungen vorhanden ist. Der Phosphor ist so direkt biologisch verfügbar und kann in einem günstigen Verfahren, ohne die oben genannten Umweltbelastungen, aufgearbeitet werden.

Ziel war es, ein Verfahren zu entwickeln, welches Nährstoffe mittels Pflanzenkohle aus dem Abwasser entfernt, da diese dort nicht von Nutzen sind, und diese Nährstoffe dann für die Landwirtschaft verfügbar macht.

Vor diesem Hintergrund wurde auf Initiative von GFEU e.V. das DBU Projekt "Terra Preta in a BOX" in Burkina Faso unter dem Namen NAFASAN als Kooperation zwischen der Universität Hamburg in Zusammenarbeit mit dem International Institute for Water and Environmental Engineering (2Ie Foundation) initiiert. Gegenstand des Projektes „Terra Preta Sanitation in a Box“ war die Felderprobung eines dezentralen umweltschonenden biologischen Verfahrens zur Rückgewinnung verwertbaren Phosphors aus Abwasser unter den Rahmenbedingungen eines potenziellen Zielmarktes in einem Entwicklungsland - Burkina Faso.

Terra Preta Sanitation nutzt die Kapazität der Pflanzenkohle, um die Adsorption von Nährstoffen an der Kohleoberfläche zu ermöglichen. Da das Konzept auf die Bodenregeneration abzielt, ist es für das von Desertifikation geplagte Land von großer Bedeutung. Indem Pflanzenkohle mit Nährstoffen aus dem Abwasser angereichert wird, entsteht ein fruchtbarer Boden, vergleichbar der "Terra Preta". Terra Preta Sanitation nutzt die Kapazität der Pflanzenkohle, um die Adsorption von Nährstoffen an der Kohleoberfläche zu ermöglichen (Lehmann und Joseph, 2015).

Es gibt bereits Initiativen zur Anreicherung von Pflanzenkohle durch Nährstoffe sowie zur Wiederverwendung von Klärschlamm, allerdings ist die innerhalb dieses Projektes untersuchte Integration der Pflanzenkohle in die Belebung einer Belebtschlamm-Kläranlage einzigartig.

Das Projektziel wurde mittels zweier Teilprojekte verfolgt. Zum einen wurde eine Anlage in Burkina Faso in Betrieb genommen, um das Gesamtkonzept, d.h. die Abwasserreinigung mit einer leistungsfähigen technischen Kleinkläranlage und die Kreislaufnutzung des Überschussschlammes, unter örtlichen Bedingungen zu untersuchen. Zum anderen wurde in Deutschland eine Versuchsanlage installiert, um den Einfluss der Pflanzenkohle auf den Belebungsprozess zu untersuchen. Für beide Standorte wurde die von Ökoservice entwickelte BioTopp-Belebungsanlage verwendet, da diese durch ihre Verfahrensweise bereits ohne Pflanzenkohle eine biologische Phosphorelimination ermöglicht. Außerdem wird das BioTopp-System ohne Vorklärung betrieben, somit entstehen nährstoffhaltige, aerob stabilisierte Schlämme, welche zusammen mit der Pflanzenkohle als „Terra Preta“ – ähnlicher Boden verwendet werden kann.

Im Zentrum der durchgeführten Versuche stand zum einen die Frage, in wie weit sich die Leistungsfähigkeit des BioTopp Verfahrens durch die Zugabe von Pflanzenkohle verbessert, wobei Phosphatelimination und Reinigungsleistung untersucht wurden. Zum anderen sollte durch die Felderprobung die Umsetzbarkeit vor Ort in Burkina Faso getestet werden.

2 Grundlagen

2.1 Beteiligte Institutionen

2.1.1 Ökoservice GmbH

Die Firma Ökoservice, welche seit 1984 besteht, stellte den Antrag und war federführend innerhalb des TPS Projektes tätig. Die an beiden Standorten verwendete BioTopp-Beleungsanlage ist die Vorzeigetechnologie der mittelständischen Firma. Das Unternehmen arbeitet eng mit Forschungseinrichtungen zusammen und verfügt u.a. über ein hauseigenes Labor zur Analyse der Abwasserproben und zur Optimierung der Reinigungsleistung. Zum Leistungsprogramm gehören die Planung, der Bau und die Wartung von dezentralen Kläranlagen und die Regenwassernutzung.

Das Bio Topp Alleinstellungsmerkmal liegt u.a. in der Kombination von vollbiologischer Reinigung, erhöhter biologischer Phosphatelimination, Klärschlammstabilisierung und anschließender Klärschlammvererdung. Der Phosphor in diesem aerob stabilisierten Überschussschlamm ist in der Biomasse angereichert und deshalb pflanzenverfügbar. Laut Goldberg (2018) gibt gegenwärtig keine vergleichbare, nachgewiesene Lösung für eine biologische Phosphoreliminierung für die Abwasserbehandlung in der Größenordnung von Kleinkläranlagen

Der Antragsteller Ökoservice wollte mit einer Felderprobung demonstrieren, dass seine dezentrale Kläranlagentechnik ein verlässlicher Baustein zur Schließung der Nährstoff- und Wasserkreisläufe in einem tropisch ariden Klima sein kann und ist deshalb mit den oben genannten Partnern eine Kooperation eingegangen. Ökoservice sieht seine Technologie als Bindeglied für die Verknüpfung von Nährstoffrückgewinnung und dezentraler Abwasserbehandlung.

2.1.2 Die TU Hamburg-Haburg

Die Technische Universität Hamburg ist eine staatliche Universität in Hamburg und gehört zu den jüngsten technischen Universitäten in Deutschland. Die Universität zeichnet sich vor allem durch ihre ungewöhnliche Struktur aus, da es keine Unterteilung in Fakultäten gibt, sondern eine Gliederung in Forschungsschwerpunkte, was eine engere Zusammenarbeit der verschiedenen Institute ermöglicht.

Die Durchführung dieses Projektes lag in den Händen des Instituts für Abwasser und Gewässerschutz. Dort gibt es zahlreiche Projekte, die erforschen, wie durch die Verzahnung von Abwasserwirtschaft mit der Energie- und Landwirtschaft ein nachhaltiger Mehrwert für die Bevölkerung erreicht werden kann; insbesondere eine Verbesserung der Grundwasserqualität, der Qualität der Böden und eine Steigerung der Ernten. Dieses sieht in der Bewirtschaftung der Stoffströme, der Behandlung von kommunalem Abwasser und Siedlungsabfällen die größte

Herausforderung des 21. Jahrhunderts, um die Umwelteffizienz von städtischen Gebieten zu erhöhen.

2.1.3 Gesellschaft zur Förderung und Entwicklung der Umwelttechnologien

Die Gesellschaft zur Förderung und Entwicklung der Umwelttechnologien an der TUHH (GFEU e.V.) hat sich auf die Umsetzung und Verbreitung von Forschungsergebnissen in die Praxis spezialisiert und verfügt über eine funktionierende Struktur zur Durchführung von Untersuchungen und Projekten in Entwicklungsländern, insbesondere in Burkina Faso.

Das Sekretariat für Climatefarming innerhalb der GFEU führt in Entwicklungsländern Untersuchungen und Projekte der energetischen Verwertung von kaskadisch genutzter Abfallbiomasse (z.B. Reisspelz, Nussschalen, Presskuchen) durch. Ein Schwerpunkt liegt auf der Gewinnung von Pflanzenkohle, bei der trockene Abfallbiomasse durch Gasifizierung einerseits in Gas zur Erzeugung von Energie (Strom und Kochen) und zum anderen zu Pflanzenkohle als Endprodukt transformiert wird. GFEU hat eine Haushaltsenergieversorgung alternativ zu Holzkohle in Burkina Faso entwickelt und unterstützt derzeit die Markteinführung. Die Haushalts-Pyrokocher brennen mit rauchloser Flamme und produzieren als Abfallprodukt Pflanzenkohle, die in diesem Projekt für die Abwasseraufbereitung verwendet werden soll.

2.1.4 Institut International de l'Eau et de l'Environnement (2IE)

Der wissenschaftliche Partner vor Ort, das 2IE, ist eine internationale Vereinigung von gemeinnützigen Einrichtungen, die aus einem kollektiven politischen Engagement von vierzehn west- und zentralafrikanischen Staaten hervorgegangen ist. Eine Vereinbarung, dass Burkina Faso der Hauptsitz dieser Einrichtung ist, ermöglicht es dem 2IE einen privilegierten Status als diplomatische Enklave zu genießen, was die Aufnahme von Studierenden und Fakultätsforschern aus den verschiedensten Ländern erleichtert. Seitdem hat sich 2iE zu einem wichtigen Akteur im Bereich der Hochschulbildung und Forschung in Afrika entwickelt. Heute bringt 2IE Schüler, Lehrer, Forscher und Unternehmer aus vier Kontinenten in einem Kompetenznetzwerk zusammen, das sich für den Aufbau einer besseren Zukunft für Afrika einsetzt. Durch Einbeziehung aller Beteiligten fördert 2IE die Beschäftigungsfähigkeit der Studierenden und die Stärkung der Innovations- und Forschungskapazitäten in Afrika.

2.1.5 Fondation ClimateSol

Die Fondation ClimateSol versteht sich als Inkubator für klimafreundliche Technologien in den Bereichen Energie, Sanitär und Landwirtschaft. Sie erprobt die Förderung, Installation und den Aufbau dieser innovativen Technologie im Großraum Ouagadougou in Burkina Faso. Sie entwickelte den Pyrolysekocher, welcher in dem vorliegenden Projekt eine entscheidende Rolle für die nachhaltige Herstellung von Pflanzenkohle spielt.

2.2 Betrachtung der Wassersituation in Burkina Faso

Ouagadougou, die Hauptstadt Burkina Fasos, gehört zu den afrikanischen Ballungsräumen, die mit großem Tempo wachsen. Daher kommen die Kommunen mit der Finanzierung und Bereitstellung von Infrastruktur nicht hinterher. Es gibt kein öffentliches Kanalnetz und die Kapazität zur Abwasserbehandlung ist nicht vorhanden. Laut einem Bericht des Landwirtschaftsministeriums verfügt die Hauptstadt lediglich über mehr als eine Viertel Million Absetzkammern für Klärschlamm und der Rest sind einfachste Gruben. Als Ergebnis dieser Umstände verschlechtert sich der Zustand des Grundwassers fortlaufend (Ministère de l'Agriculture, 2006).

Aufgrund des rasanten Wachstums der Stadt fehlen in den neuen Stadtteilen zudem Anlagen zur Trinkwasseraufbereitung weshalb die Wasserversorgung durch lokale Brunnen erfolgt. Bereits 2004 wurden 1800 dieser Brunnen auf Ihren Nitratgehalt untersucht. Demnach überschritten 55 % der untersuchten Brunnen die von der WHO genannten Grenzwerte von 50 mg/l. 29 % dieser Brunnen zeigten sogar Nitratwerte von über 100 mg/l. Befinden sich Latrinen, Klärgruben und Abwassereinleitungen in der Nähe der Brunnen, weisen diese häufig zusätzlich eine hohe Kontaminierung durch Fäkalkeime auf. ⁴

Die Bevölkerung ist sich der Gefahr aus Trinkwasserbrunnen durchaus bewusst und versorgt sich deswegen oft mit Wasser aus Plastikbeuteln. Doch das Wasser aus den Plastikbeuteln kann ebenfalls Auslöser von Krankheiten sein, da ebenfalls häufig Kolibakterien, Parasiten und krankheitserregende Viren enthalten sind (Rosillon et al., 2018). Die sicherste Möglichkeit der Bevölkerung an sauberes Trinkwasser zu gelangen, ist der Kauf von Umkehrosmose-Wasser, welches in 1,5 Liter Plastikflaschen zum Preis von 500-600 CFA, umgerechnet 0,9 €, angeboten wird. Für die Mehrheit der Bevölkerung mit einem Monatseinkommen von unter 100 € ist diese Option unerschwinglich.

Zusätzlich zu dem Problem der Wasserversorgung wird das Land von Dürren geplagt. Desertifikation, Entwaldung und somit eine kontinuierliche Bodenverschlechterung beeinträchtigen die landwirtschaftlichen Aktivitäten, die Bevölkerungsverteilung und die Wirtschaft. Immer weniger nutzbares Land muss die um 2,76 % wachsende Bevölkerung ernähren. Nahrungsmittelknappheit gehört in vielen Teilen des Landes zum Alltag.

2.3 Ansatzpunkte zur Problemlösung

2.3.1 Trinkwasseraufbereitung

Jeder Stadtteil benötigt Anschluss an Stadtwasser. Besteht in einem Stadtteil kein Anschluss an das Versorgungsnetz, muss das Brunnenwasser so aufbereitet werden, dass es die Grenzwerte für Trinkwasser, einhält. Die Aufbereitungsanlagen müssen Verunreinigungen wie z.B. Nitrit und Nitrat entfernen und einer Wiederverkeimung mit vermehrter Chlorung begegnen. Anzumerken ist, dass die Wasserbereitstellungskosten stetig ansteigen werden und die Wasserqualität

abnehmen wird, solange ungeklärtes Abwasser die Grundwasservorkommen verschmutzt. Dabei ist festzuhalten, dass der technische und finanzielle Aufwand zur Stickstoffentfernung aus Trinkwasser enorm und für westafrikanische Staaten wie Burkina Faso nicht darstellbar ist.

2.3.2 Grundwasserschutz

Eine effektive Reinigung der Abwässer kann auf lange Sicht die Nitrit- und Nitratbelastung des Grundwassers reduzieren. Dies kann zum einen durch zentrale kommunale Kläranlagen und zum anderen durch dezentrale private und kommunale Kläranlagen geschehen.

Die Investitionskosten der gesamten Abwasserinfrastruktur Deutschlands zur Behandlung des Abwassers in zentralen Kläranlagen wurden mit einem Wiederbeschaffungswert von 500 bis 687 Milliarden Euro angegeben (DWA, 2014). Bricht man diese Zahl auf den bundesdeutschen Einwohner herab, so würden die Investitionen pro Einwohnereinheit 6097 € - 8378 € betragen, wobei ca. 65 % der Kosten nur in das Kanalnetz fließen würden. Diese Zahlen sind nicht ohne weiteres auf Afrika übertragbar. Während die Arbeitskosten geringer ausfallen, sind die Kosten für Kapitalbeschaffung, Maschinen und Materialimporte ungleich höher. In der Regel sinken die spezifischen Kosten bei größeren Kläranlagen. Grundwasserverschmutzung durch undichte Kanäle und Wirkungsgradverluste durch Verdünnung mit Fremdwasser werden bei zentralen Lösungen aber selten thematisiert.

Anhand eines Angebotes an einen potenziellen Kunden in Burkina Faso wurde für 500 Einwohner eine dezentrale BioTopp-Kläranlage kalkuliert. Investitionskosten von ca. 80.000 € also 160 € pro Einwohnereinheit und Betriebskosten von jährlich etwa 10.000 €, also 20 Euro pro Einwohner und Jahr, wurden veranschlagt. Vergleicht man diese Kosten mit den Kosten für abgefülltes Trinkwasser aus Umkehrosmosebehandlung (ca. 90 Cent für 1,5 Liter) wird die ökonomisch sinnvollere Investition verdeutlicht. Um dies zu verdeutlichen, entsprechen die spezifischen Investitionskosten für den Trinkwasserschutz einem Gegenwert von 267 Liter Trinkwasser aus Flaschen bei 33 Liter jährlichen Betriebskosten. Wenn durch eine adäquate Abwasserreinigung die Kontamination lokaler Brunnen verhindert würde, wäre bei einem rechnerischen Konsum von täglich 2 Litern Trinkwasser aus Plastikflaschen die Investition und der Betrieb, bereits nach 300 Tagen amortisiert.

2.3.3 Wassereinsparung

Eine mögliche Mehrfachnutzung des Ablaufwassers reduziert den Wasserbedarf der Bewohner um bis zu 50 %. Durch das Einsickern in den Boden des wiedergenutzten Ablaufwassers als Bewässerungswasser füllen sich die Grundwasserspeicher auf. Eine zentrale Abwasserbehandlung endet hingegen meist mit der Einleitung in einen Vorfluter, wodurch das Wasser dem lokalen Wasserkreislauf entzogen wird. Die Evapotranspiration des versickernden Abwassers sorgt zudem für ein kühleres Stadtklima und die bewässerten Pflanzen verbessern zudem die Luftqualität. Da die Hauptstadt jährlich um 4 - 7% wächst und die Trinkwassernachfrage weder qualitativ noch quantitativ gedeckt werden kann sind

Maßnahmen, die den Wasserverbrauch drastisch reduzieren, wie z.B. die Wiederverwendung des Abwassers, alternativlos.

2.3.4 Bodenschutz

Die Böden in Burkina Faso müssen aufgewertet und nachhaltig verbessert werden. Böden sollen im Idealfall in der Lage sein, Nährstoffe und Wasser zu speichern und den Pflanzen diese verfügbar zu machen. Dafür gibt es schon lange Projekte, die auch erfolgreich umgesetzt werden. Seit 1980 werden z.B. sogenannte SWC-Techniken (Soil and Water Conservation) von den einheimischen Bauern mit Hilfe von finanzieller Unterstützung von NGOs umgesetzt. Es werden zum Beispiel Steinmauern gebaut, um das Wasser zu sammeln. Die Bauern bauen die Mauern selbst und die NGOs kümmern sich darum, dass genug Steine antransportiert werden. Neben den Steinmauern gibt es noch weitere Techniken, welche angewendet werden und in den letzten 40 Jahren zu einer erhöhten Produktivität und somit ökonomischer Sicherheit bei vielen Bauern vor allem im Norden Burkina Fasos geführt haben (AFSA).

2.4 Das NAFASAN-Konzept

Das NAFASAN-Konzept zur lokalen Kreislaufwirtschaft kann die beschriebenen Probleme in einem ganzheitlichen Ansatz lösen und für bessere Zukunftsbedingungen sorgen.

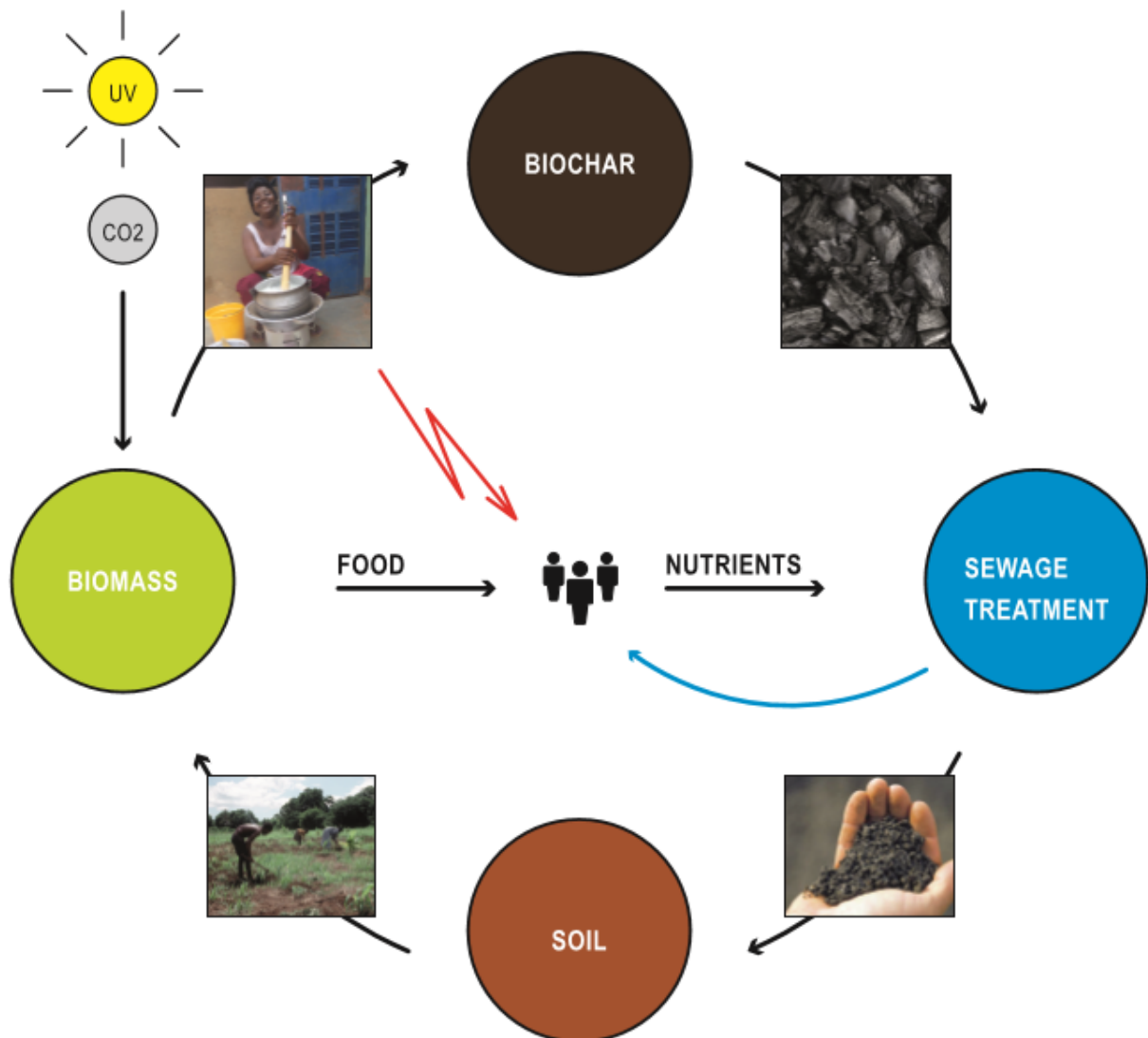


Abbildung 1: Das NAFASAN-Konzept.

Die Idee ist, dass die Haushalte, die mit dem NAFAGAZ-Pyrolyseofen kochen, Pellets aus Biomasseabfällen in Biokohle umwandeln und dabei bis zu 80 % Energie im Vergleich zur traditionellen Holzverbrennung einsparen. Die entstandene Pflanzenkohle wird in die Abwasserbehandlungsanlagen eingebracht und dort mit Nährstoffen angereichert. Das hat den Vorteil, dass die Nährstoffe nicht mehr im Abwasser sind, wo sie Schaden anrichten, aber in Form von Schlamm Erde für die Pflanzen verfügbar gemacht werden. Die Schlamm Erde wird dann als Bodenverbesserer eingesetzt und auch das behandelte Abwasser kann zu Bewässerungszwecken verwendet werden. So kann der Nährstoff- und Wasserkreislauf effizient und nachhaltig geschlossen werden.

Auf kommunaler oder industrieller Ebene sieht das Konzept vor, dass moderne Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen Erntereste wie Reisspelz oder Typha nutzen, um gleichzeitig Strom, Wärme

und Pflanzenkohle zu erzeugen. Allein die Verwendung von unbehandelter Pflanzenkohle hat große Vorteile als Bodenverbesserungsmittel. Sie dient als Lebensraum für Mikroorganismen und unterstützt somit Pflanzen bei ihren Stoffwechselprozessen, z.B. bei der Bereitstellung von Luftstickstoff. Außerdem hilft Pflanzenkohle zur Ertragsverbesserung karger Böden, denn sie speichert Nährstoffe und verbessert die Wasserspeicherung. Auf der Partner-Reisfarm (Climate Farming) im Senegal konnten salzhaltige Böden regeneriert und die Erträge allein durch den Einsatz von Biokohle von 3,5 t pro Hektar auf bis zu 8 t pro Hektar gesteigert werden.

Die Vermischung von Pflanzenkohle mit Sekundärschlamm aus Kläranlagen ist Stand der Technik und aufgrund der Adsorption von Biomasse und Nährstoffen als Bodenverbesserer bekannt (Deutsche Bundesstiftung Umwelt, 2015). Die Idee, Pflanzenkohle in den Aufbereitungsprozess selbst zu integrieren, ist bei Ökoservice entstanden und wird bereits angewandt. Belebte Mikroorganismen könnten die biologische Kohlealterung beschleunigen, was die Kationenaustauschkapazität und die Reaktivität verbessert. Auch die Mobilisierung im Wasser hilft, Nährstoffe und Mikroorganismen anzureichern und Biokohleoberflächen effizient zu nutzen. Die von Ökoservice entwickelte BioTopp-Kläranlage mit Schlammvererdung wird bereits seit vielen Jahren erfolgreich eingesetzt. Die erhöhte biologische Phosphorentfernung ermöglicht eine hohe Rückgewinnungsrate, da Phosphor in der Schlammerde angereichert wird. Geringerer Platzbedarf und sehr weitgehende Denitrifikation ($N_{\text{anorg}} < 10 \text{ mg/l}$) bei gleichzeitig hoher Energieeffizienz sind starke Argumente für die Integration in das NAFASAN-Konzept zur Herstellung von Terra-Preta-Substraten. Sichere Wiederverwendung von Wasser und Terra Preta-Substrat kann mit günstig verfügbaren Technologien realisiert werden: UV-Desinfektion zur Entfernung von Bakterien und Viren aus dem geklärten Abwasser. Die thermische Desinfektion ist geeignet, um hochresistente Wurmeier im Terra Preta-Substrat abzutöten. So könnte auch Wärme aus der Sonne oder Sekundärwärme aus einem Blockheizkraftwerk genutzt werden.

Indigene Völker schufen den berühmten Terra Preta – Boden, indem sie Holzkohle mit Speiseresten und Fäkalien mischten. Nach Hunderten von Jahren ist dieser Boden immer noch sehr fruchtbar und wird nach und nach sogar besser. Neben der Wasser- und Nährstoffspeicherung ist eine verbesserte Bodenbiodiversität von Vorteil für die Landwirtschaft.

Je nach Bodenqualität können hohe und nachhaltige Ertragssteigerung erreicht werden. Weitere Vorteile werden durch den geringeren Bedarf an Dünger und Bewässerungswasser erzielt. Die Umsetzbarkeit dieses Konzeptes wird in dem im Folgenden beschriebenen Projekt „TP-Sanitation in a Box“ untersucht.

2.5 Das BioTopp-System

Das für die Untersuchungen in Burkina Faso als auch in Deutschland verwendete BioTopp-System wird für Kleinkläranlagen der Firma Ökoservice GmbH verwendet. Sie basiert auf einer

Variante des SBR-Verfahrens (*Sequencing Batch Reactor Process*). Das SBR-Verfahren wiederum ist eine Variante des Belebtschlammverfahrens (Bischofsberger und Hegemann, 2005). Die zur biologischen Abwasserbehandlung benötigten Reinigungsschritte laufen im selben Behälter ab, allerdings zeitlich getrennt. Dies wird durch chargenweises Befüllen und Entleeren eines Belebungsbeckens innerhalb festgelegter Zeitintervalle garantiert. Auch die zeitliche Abfolge der Prozessschritte ist vorgegeben.

Da, außer in der Füllphase, kein Abwasser in den SBR-Reaktor gelangen darf, benötigt dieser mindestens einen zusätzlichen Behälter. Er ist dem SBR-Reaktor vorgeschaltet, dient als Pufferspeicher und wird bei den meisten Kleinkläranlagen auch zur Vorklärung, und als Schlammstapelraum genutzt. Im SBR-Reaktor selbst findet die biologische Reinigung statt. Ein Zyklus ist in *Abbildung 2* schematisch beschrieben. SBR-Reaktoren eignen sich aufgrund der einfachen und kompakten Bauweise gut für Kleinkläranlagen.

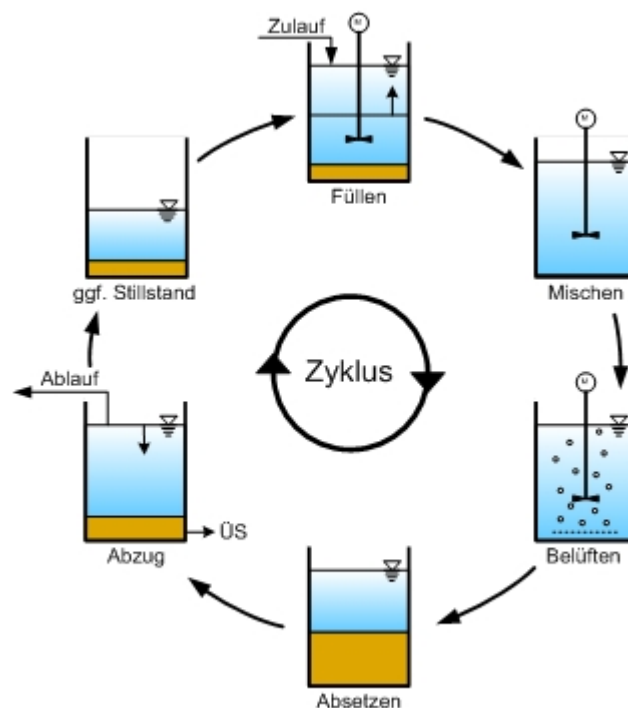


Abbildung 2: Ablauf SBR-Verfahren. ÜS: Überschussschlamm (FH Münster)

Das patentierte BioTopp-Verfahren der Firma Ökoservice hingegen ist ein modifiziertes, zweistufiges SBR-Verfahren. Bei diesem Verfahren gelangt das ungeklärte häusliche Abwasser ohne Vorklärung direkt über den Zulauf eines vorgeschalteten Belebungsbeckens (Belebung 1). Dies soll der Optimierung des Reinigungsprozesses dienen und die Nährstoffentfernung auf biologischem Wege begünstigen. Durch das Entfallen der Vorklärung und den damit einhergehenden anaeroben Faulungsprozessen wird Geruchsentwicklung unterbunden und die Behälterkorrosion reduziert. Außerdem fällt kein unausgefaulter Primärschlamm an, sondern nur stabilisierter geruchsneutraler Überschussschlamm. Dieser hat ein wesentlich geringeres Volumen und eine deutlich geringere pathogene Belastung als Fäkalschlamm aus der

Vorklämung einer konventionellen SBR-Kleinkläranlage. Er kann auf einem Vererdungsbeet getrocknet und weitergehend mineralisiert werden und muss nicht zur weiteren Behandlung auf einer kommunalen Kläranlage transportiert werden.

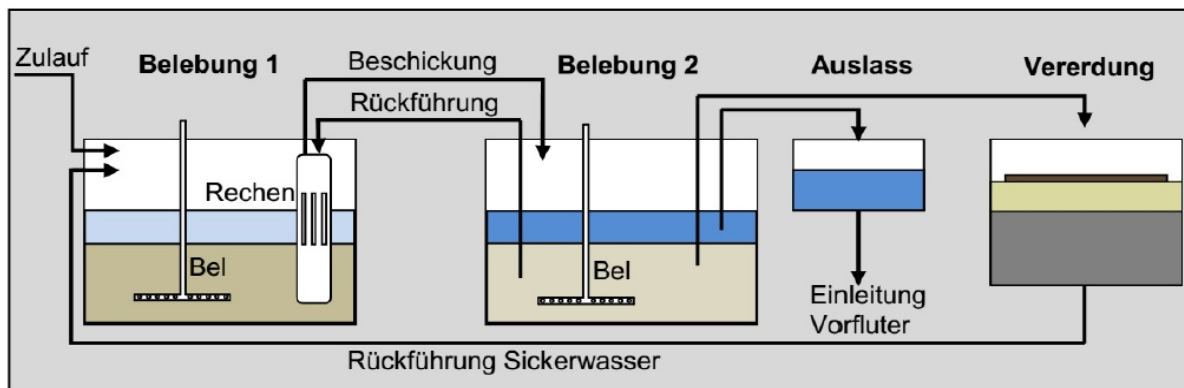


Abbildung 3: Schema des BioTopp-Systems der Firma Ökoservice; Belebungsbecken 1 mit Rechen, Belüftung, sowie Beschickung und Zulauf; Belebungsbecken 2 mit Belüftung, Rückführung, Auslass und Überschussschlammabzug in die Vererdung (Ökoservice, 2018)

Die Verfahrensweise erlaubt durch verfahrenstechnische Maßnahmen einen sehr hohen Schlammgehalt von 10 – 14 g/L im BB 1. Durch die hohe Schlammkonzentration im BB 1 beträgt die Höhe des Schlammbettes auch nach langen Absetzphasen von 60 Minuten noch ca. 90 % der Wassersäule. In der BB 1 erfolgt die Belüftung intermittierend. Dabei ergeben sich die Belüftungsraten der Anlage nach der anstehenden Belastung. Der kurzen Belüftungsphase folgt eine lange Ruhephase.

Durch diese hohe Konzentration an organischen Verbindungen und die hohe Biomassekonzentration sinkt der Sauerstoffgehalt nach Ende der Belüftung rapide ab und erreicht meist innerhalb einer Minute 0,0 mg/l. Klassische einstufige SBR-Kläranlagen benötigen für diesen Vorgang bis zu 45 Minuten. Durch diese BioTopp-Verfahrensweise ergeben sich optimale Bedingungen zur Denitrifikation. Der Wirkungsgrad der Denitrifikation ist dadurch sehr hoch. Dies ist eine wichtige Voraussetzung für die erhöhte biologische Phosphatelimination (bioP). Durch das BioTopp-Verfahren ist es erstmals gelungen durch eine prozessgesteuerte bioP den Grenzwert für Phosphat von 2 mg/l einzuhalten (Goldberg, 2018).

Über eine Beschickungs-Mammutpumpe wird das Abwasser aus dem BB 1 in das BB 2 gepumpt. Dabei ist die Mammutpumpe, auch Luftheber genannt, von einem senkrecht angeordneten Rechenrohr umgeben. Das Rechenrohr dient dazu, grobe Partikel und Schmutzstoffe aus der BB 2 fern zu halten. Die Grobstoffe in der BB 1 werden zum einen durch biologischen Abbau und zum anderen durch Scherkräfte, die beim Umwälzen des Wassers durch die Belüftung entstehen, zerkleinert. Fremdstoffe werden in der Kammer 1 zurückgehalten, was einen störungsfreien Betrieb garantiert.

Zur Rückführung dient ein weiterer Luftheber, der das Abwasser aus dem BB 2 in das BB1 pumpt. Dadurch gelangt das vorgereinigte und nitrifizierte Wasser aus dem BB 2 zur

Denitrifikation und P-Elimination in das BB 1. Die Mammutpumpe pumpt das Wasser dabei in das Rechenrohr, wobei der Rechen von innen freigespült wird, um eine Verblockung durch Grobstoffe zu verhindern.

Die Dauer der Belüftung im BB 2 wird so eingestellt, dass am Ende der Belüftungsphase mindestens 2 mg/l Sauerstoff im Schlamm-Wasser Gemisch gelöst sind. Der höhere Sauerstoffeintrag im BB 2 dient hier der Nitrifikation. Durch die Reduzierung der Kohlenstoffverbindungen im BB 1 wird dieser Prozess zusätzlich unterstützt.

Durch eine Füllstandmessung im BB 2 wird ermittelt, wann Klarwasser aus dem System abgeführt werden muss. Dies geschieht vollautomatisch. Nach langer Absetzphase wird der Überstand abgezogen. Das Klarwasser wird über einen weiteren Luftheber in den Ablauf zur Einleitung in den Vorfluter geleitet.

Der überschüssige Schlamm, auch Überschussschlamm (ÜSS), wird im BB 2 gesammelt. Für den ÜSS-Abzug gibt es zwei mögliche Verfahren. Zum einen kann der Abzug täglich zu einer festgelegten Uhrzeit, meist nachts, erfolgen. Andererseits kann der ÜSS auch manuell abgezogen werden, wenn Messungen ergeben, dass der Schlammgehalt im BB 2 über 600 ml/l liegt. Während des Abzugs wird die Belüftung im BB 2 für eine kurze Zeit eingeschaltet, um die gesamte Wassersäule zu durchmischen. Dann folgt eine lange Absetzphase. Anschließend wird der Schlamm auf eines der beiden Vererdungsbecken gegeben (vgl. Kapitel 2.2.3)

Durch den hohen Anteil an Trockensubstanz (TS) im BB 1 beträgt der TS-Gehalt auf beide Becken bezogen mehr als 8 g/L. Dadurch kann das Reaktorvolumen sehr geringgehalten werden. Die Schlammbelastung liegt bei $B_{TS}=0,05$ kg BSB₅/kg TS/d, was zur Stabilisierung des Schlammes führt. Das Reaktorvolumen kann um bis zu 50 % gegenüber herkömmlichen Anlagen reduziert werden, da diese SBR-Anlagen nur einen TS-Gehalt von etwa 4 g/L im System halten können (DIBt, 2014).

Da bei dem BioTopp-System nur aerob stabilisierter Schlamm anfällt, kann dieser in einer weiteren Prozessstufe ohne Weiterbehandlung getrocknet werden. In der sogenannten Schlammvererdung wird der überschüssige, geruchslose Schlamm entwässert, getrocknet und durch biologische und physikalische Prozesse, wie die UV-Strahlung der Sonne, findet eine Keimreduzierung statt. Je Einwohner fällt dabei maximal 1 - 2 kg Schlammerde pro Jahr an. Dadurch sind die Entsorgungskosten um ein Vielfaches geringer als bei der Fäkalschlamm Entsorgung aus herkömmlichen Anlagen mit sedimentativer Vorklärunge. Wie in *Abbildung 4* zu sehen, besteht das Vererdungsbecken aus zwei getrennten Kammern. Diese sind mit einer Sand- und Kiesschicht befüllt. Auf diese Schicht wird der Überschussschlamm gegeben und filtriert. Das Drainagewasser wird in die Kammer 1 Kläranlage zurückgeleitet.

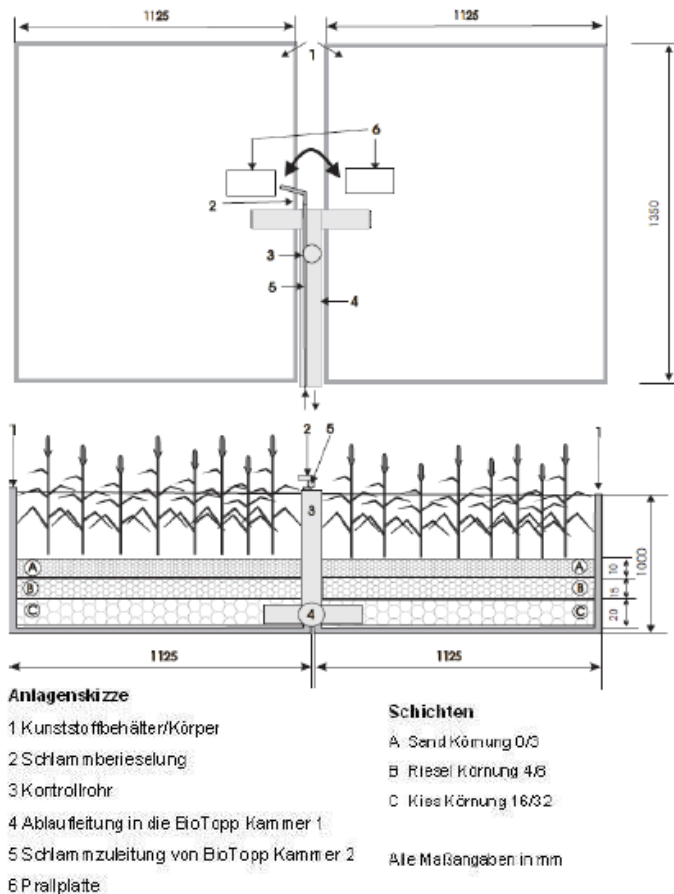


Abbildung 4: Schematische Darstellung eines Vererdungsbeckens (Ökoservice)

2.6 Pflanzenkohle

Kohle aus pflanzlichem Material wird seit mehreren hundert Jahren für die unterschiedlichsten Einsatzzwecke verwendet. Dabei wurden schon immer verschiedene Pflanzenbestandteile zur Verkohlung eingesetzt. Pflanzenkohle, auch als Biokohle oder Biochar bezeichnet, wird durch unterschiedliche Pyrolyseverfahren hergestellt. Pflanzenkohle wurde lange Zeit in der Landwirtschaft zur Bodenverbesserung und als Futterzusatz genutzt (Schmidt, 2012).

Durch die Industrialisierung der Landwirtschaft wurde allerdings die Pflanzenkohle durch Kunstdünger und großtechnisch hergestellte Futtermittel verdrängt. Erst Ende des 20. Jahrhunderts gelangte die Pflanzenkohle als wichtiges Produkt für die Landwirtschaft wieder ins Bewusstsein der Menschen. Mittlerweile geht die Forschung auf diesem Gebiet allerdings noch weiter und viele weitere Produkte und Anwendungszwecke der Pflanzenkohle sind denkbar (Quicker und Weber, 2017).

Die chemischen und biochemischen Eigenschaften von Pflanzenkohlen unterscheiden sich je nach Herstellungsprozess, stark. Dies zeigt sich auch in der Oberflächenbeschaffenheit. In *Abbildung 5* ist deutlich der Unterschied zweier verschiedener Kohlearten zu sehen.

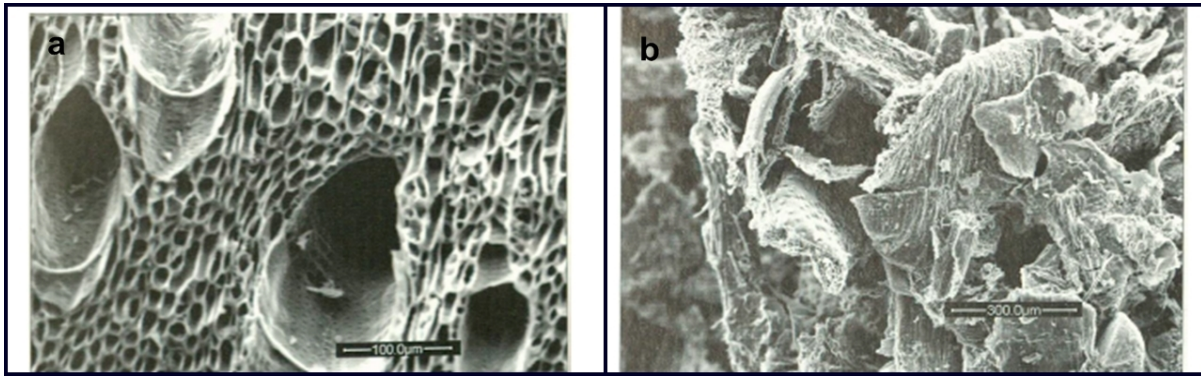


Abbildung 5: Elektronenrastermikroskopische Aufnahmen unterschiedlicher Kohlearten; A: Holzkohle; B: Hühnermist (Lehmann und Joseph, 2015)

Die Aufnahmen zeigen, dass manche Pflanzenkohlen eine sehr große Porosität aufweisen. Dieses Aufbrechen der ursprünglichen Struktur erfolgt beim Herstellungsprozess und ist temperaturabhängig. Durch den Temperaturunterschied zwischen dem Inneren der Kohle und der Oberfläche bei der Behandlung ergeben sich Spannungen, die zum Aufbrechen der Kohle führt (Lehmann und Joseph, 2015).

Durch die große Oberfläche der Kohlen und durch ihre adsorptiven Eigenschaften kann Kohle dazu genutzt werden, Phosphat und anorganische Stickstoffverbindungen zu adsorbieren und zu speichern. Hale et al., (2013) konnten zeigen, dass Kohle aus Kokosnussschalen sowohl Phosphat als auch unterschiedliche anorganische Stickstoffverbindungen aufnehmen kann. Neben Phosphat wurden Ammonium und Nitrat untersucht.

Dabei werden die Stoffe zum Großteil adsorptiv in die Kohle eingebunden. Dies bedeutet, dass dieser Teil kaum wieder an das Medium abgegeben wird und in der Kohle fest gebunden bleibt (Hale et al., 2013).

Neben der Bindung von Phosphor konnte bereits gezeigt werden, dass Pflanzenkohle auch Spurenstoffe erfolgreich eliminieren kann. Untersuchungen des „Arbeitsbereich Allgemeine und Theoretische Ökologie Zentrum für Umwelttechnik und nachhaltige Technologien (UFT)“ der Universität Bremen mit bepflanzten Bodenfiltern zeigten deutlich, dass der Einsatz von Pflanzenkohle zu einer vermehrten Elimination von Spurenstoffen führt. Hierbei wurden unterschiedliche Bodenfilter auf der Kläranlage Sulingen auf die Möglichkeit der Spurenstoffentfernung hin getestet. Dabei wurde in einige Bodenfilter, auch Lysimeter genannt, Pflanzenkohle eingebracht. Es konnte deutlich gezeigt werden, dass Carbamazepin, das vor allem gegen Epilepsie eingesetzt wird, durch einen Bodenfilter mit Pflanzenkohle stärker aus dem Abwasser eliminiert wird als durch einen Bodenfilter ohne Pflanzenkohle (Dobner et al., 2013).

2.7 Terra Preta Sanitation (TPS)

Terra Preta Sanitation hat die Gewinnung von nährstoffreichen Humusböden aus Fäkalien zum Ziel. Pflanzenkohle kann dabei zusätzlich zur Verbesserung der Bodenqualität beitragen, indem die Anionen- und Kationenaustauschkapazitäten (AEC/CEC), die Oberfläche, die Wasserspeicherkapazität und die Bioverfügbarkeit von Nährstoffen wie Phosphor (P), Calcium (Ca), Schwefel (S) und Stickstoff (N) erhöht werden (Hale et al., 2013; Chintala et al., 2013). Weitere Untersuchungen wurden durchgeführt, um diese Potenziale in der Wasser- und Abwasserbehandlung zu erforschen (Deng et al., 2017; Boualla und Benziane, 2011; Trazzi et al., 2016; Yao et al., 2011; Cui et al., 2011).

Der International Biochar Initiative (2017) nach begann die Pflanzenkohleproduktion vor vielen Jahren im Amazonasbecken, wo fruchtbare Böden namens Terra Preta ("dunkle Erde") von indigenen Völkern erzeugt wurden. Anthropologen vermuten, dass Kochfeuer- und Küchenabfälle zusammen mit der gezielten Platzierung von Holzkohle im Boden zu Böden mit hohem Fruchtbarkeits- und Kohlenstoffgehalt führten (Deng et al., 2017; Lehmann und Joseph, 2015; Hale et al., 2013; Cui et al., 2011; Yao et al., 2011).

In den letzten Jahren wurden viel Forschung betrieben, um nachhaltige Methoden zur Herstellung von Terra Preta mit Pflanzenkohle zu finden. Eine dieser Methoden ist das Terra Preta Sanitärsystem (TPS). Das Prinzip besteht darin, Pflanzenkohle in ein Sanitärsystem einzubringen. In der Literatur finden wir zwei verschiedene Ansätze zur Implementierung von TPS. Einer der Hauptnährstoffe von Terra Preta ist Phosphor.

2.7.1 Die Bedeutung von Phosphor

In allen lebenden Organismen ist Phosphor ein essentieller Bestandteil von Nukleinsäuren und vielen zwischengeschalteten Metaboliten, wie Zuckerphosphaten und Adenosinphosphaten, die ein integraler Bestandteil des Stoffwechsels aller Lebensformen sind. Für die Landwirtschaft ist Phosphor somit von großer Bedeutung. Die Herausforderung besteht darin, die Pflanzen mit der richtigen Menge an Phosphor in der richtigen Form zu versorgen, zu einem Zeitpunkt, an dem die Wurzeln den Phosphor aufnehmen können.

Handelsübliche Düngemittel und Gülle beinhalten verschiedene Arten von Gesamtphosphor und löslichem, anorganischem Phosphor, die alle zum Zeitpunkt der Anwendung pflanzenverfügbar sind (Pagliari et al., 2017). Das Phosphat in Düngemitteln und Gülle ist zunächst gut löslich und pflanzenverfügbar. Organisch gebundener Phosphor, wie er in der Schlammerde überwiegend vorhanden ist, kann aber auch als langfristige Reserve dienen, da Pflanzen in der Lage sind, diesen bei Bedarf zu mobilisieren. Der Phosphor wird im Boden gespeichert und nicht in Gewässer ausgeschwemmt.

Mineralischer Phosphor in Kombination mit Stickstoff ist zum großen Teil für die Eutrophierung von Gewässern verantwortlich. Die ökologische Folge ist eine übermäßige Produktion von Autotrophen, insbesondere von Algen und Cyanobakterien im Gewässer. Diese

hohe Produktivität der Autotrophen führt zu hohen Bakterienpopulationen und zu hoher Sauerstoffzehrung, was wiederum zu Sauerstoffmangel führt (Corell, 1998; Yang et al., 2008; Zhou et al., 2017; WWAP, 2017; Drangert, 2012). Dazu kommt, dass die Phosphorvorkommen endlich sind und zwar noch einige Jahrhunderte reichen können, aber nur mit großem Aufwand abgebaut werden können (ZfK, 2012). Eine nachhaltige Lösung für den Einsatz von Phosphor in der Landwirtschaft ist somit von großer Bedeutung.

2.7.2 Phosphatadsorption

Phosphat kann durch Adsorption an Pflanzenkohle gebunden werden (Yao et al., 2011; Trazzi and al., 2016). Adsorption bedeutet, dass eine Substanz an der Grenzfläche zwischen zwei Phasen (Gas-Fest, Flüssig-Fest, Gas-Flüssig, Flüssig-Flüssig, Flüssig-Fest, Fest-Fest) angereichert wird (Gueye, 2015; Faust und Aly, 1986). Adsorption ist in der Wasseraufbereitung weit verbreitet. Die Flüssig/Feststoffadsorption ist ein physikalisches Trennungphänomen (keine chemische Reaktion), bei dem sich in einer Flüssigkeit (Lösungsmittel) vorhandene Schadstoffmoleküle (Makromoleküle oder Ionen) mehr oder weniger reversibel an der Oberfläche eines Feststoffes fixieren.

Die Effizienz der Adsorptionstechnik hängt nicht nur von den Eigenschaften des Adsorbens ab, sondern auch von den unterschiedlichen Wechselwirkungen zwischen dem Material und dem Schadstoff, dem Material und dem Lösungsmittel, dem Schadstoff und dem Lösungsmittel und schließlich zwischen den Schadstoffmolekülen untereinander. Im Tertiärsystem von Material, Lösungsmittel und Adsorbat hat jede Komponente ihre eigenen Eigenschaften. Unter den Adsorptionstechniken können wir die Batch-Methode und die dynamische Methode unterscheiden. Das Prinzip der Batch-Methode besteht darin, eine bestimmte Menge der zu reinigenden Lösung mit einer bestimmten Menge des Adsorbens zu behandeln. Dies geschieht unter bestimmten Bedingungen (Zeitraffung, Konzentration, pH-Wert, Temperatur, etc.). Die Mischung wird nach einer bestimmten Zeit gefiltert. Die Konzentrationsdifferenz des Überstandes vor und nach dem Kontakt bestimmt die Wirksamkeit der Behandlung. Die dynamisch geöffnete Säule oder die Festbett-Säulenmethode verwendet das Adsorptionsmittel in Form eines Filterbetts. Die zu behandelnde Lösung durchfließt das in einen Reaktor eingebrachte Adsorptionsmaterial (Sancey, 2011).

3 Material und Methoden

3.1 Standort Ouagadougou Kamboinsan

Unser Versuchsstandort befindet sich auf dem Campus des International Institute of Water and Environmental Engineering (2iE) im Stadtteil Kamboinsan in der Stadt Ouagadougou in Burkina Faso. Die geografischen Koordinaten des Standortes sind: 12 ° 27 "59.88" N and 1 ° 32' 57.14" W.

Ouagadougou befindet sich südlich der Sahara und zeichnet sich durch ein tropisch-wechselfeuchtes Klima mit einer Regenzeit von Juni bis September und einer Trockenzeit über den Rest des Jahres aus. Die Regenzeit ist von feuchten Monsunwinden geprägt und die Niederschlagsmengen sind selten größer als 800 mm pro Jahr. In den Monaten Juli und August fällt der größte Anteil des Niederschlags. Die längste Trockenzeit wird von heißen staubigen Winden aus der Sahara, dem so genannten Harmattan, geprägt. Die Niederschläge in Ouagadougou sind von Jahr zu Jahr sehr unregelmäßig und häufig wiederkehrende Dürreperioden bereiten der Bevölkerung große Not, da ein großer Anteil der Bevölkerung als Bauern lebt. (Socio-Economic Survey, 2011).

Eine mögliche Bodenverbesserung und eine damit einhergehende Ertragssteigerung durch die Behandlung des anfallenden Abwassers ist somit bei den beschriebenen klimatischen Verhältnissen anzustreben.



Abbildung 6: Versuchsaufbau, Links: BioTopp-System; Rechts: Schacht des Speichertanks für das vorbehandelte Abwasser

In *Abbildung 6* ist der Versuchsaufbau auf dem Gelände des Campus des International Institute of Water and Environmental Engineering (2iE) abgebildet. Links sind die zwei belüfteten Tanks des BioTopp-Systems zu sehen. Das Dach ist zum Schutz vor der Hitze installiert worden. Rechts ist der Rohwasserspeicherschacht zu sehen, aus dem die Kläranlage beschickt wurde. Das Abwasser kommt aus zwei Septic Tanks des Studentenwohnheimes (K4 Gebäude) und weiteren kleineren Wohneinheiten, die mit Fäkalschlammfiltersystemen ausgestattet sind. Das

Rohabwasser ist entsprechend vorgereinigt und leider nicht repräsentativ für häusliches Abwasser. Da der Wasserstand im Sammeltank zudem stark schwankt und für die Untersuchungen keine Verdrängerpumpe zur Verfügung stand, variierte Beschickungsmenge die extrem.

3.2 Versuchsstandort Stuttgart Bösau

Die BioTopp-Kleinkläranlage wurde auf dem Testfeld für Kleinkläranlagen des Instituts für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft (ISWA) der Uni Stuttgart aufgestellt. Das Abwasser, mit dem die Anlage beschickt wurde, kommt von drei Haushalten und einem Hotel. Daraus errechnet sich eine Belastung von 50 EW. Das Abwasser gelangte auf dem Testfeld in einen offenen Kanal, in dem es mittels einer Schneidradpumpe in die Anlage befördert wurde. Aufgrund des hohen Anteils an Hotelabwasser muss mit Schwankungen in der Abwasserzusammensetzung gerechnet werden. Außerdem kann ein erhöhter Einsatz von Reinigungsmitteln oder andere Belastungsspitzen, wie z.B. stark fetthaltiges Abwasser, zu Störungen führen. Diese Bedingungen entsprechen aber der Realität beim praktischen Einsatz von Kleinkläranlagen. Die Beschickungsmenge kann sehr gut eingestellt werden und wurde mit dem Prüfprogramm des PIA-Prüfinstituts für Kleinkläranlagen in Aachen synchronisiert.

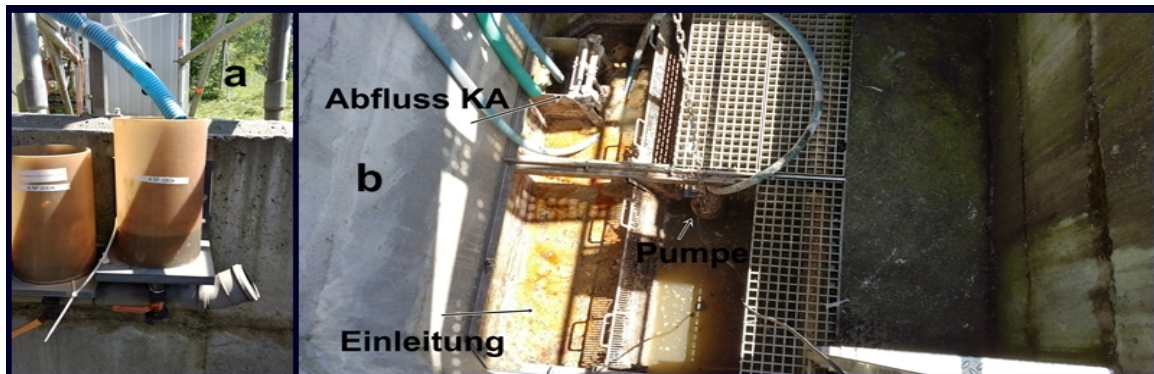


Abbildung 7: A: Probenahmebehälter, Zulauf über Schlauch, Auslass über Hahn; B: Offener Kanal genutzt als Pumpschacht zur Beschickung und Ableitung der Versuchskläranlage; Einleitung mit 50 EWG Belastung; Pumpe; Abflussschieber

3.3 Herstellung Pflanzenkohle

Die Pflanzenkohle wurde sowohl am Standort Bösau als auch am Standort Ouagadougou vor Ort eigenständig hergestellt. Der von ClimateSol unter dem Namen Nafagaz vertriebene Pyrolyseofen der Organisation Climate Farming wurde mit ca. 4 kg Holzpellets bestückt und dann mit Grillanzünder entflammt. Solange der Ofen aufgeheizt wurde, wurde eine zusätzliche Belüftungsklappe geöffnet (vgl. Abbildung 8).

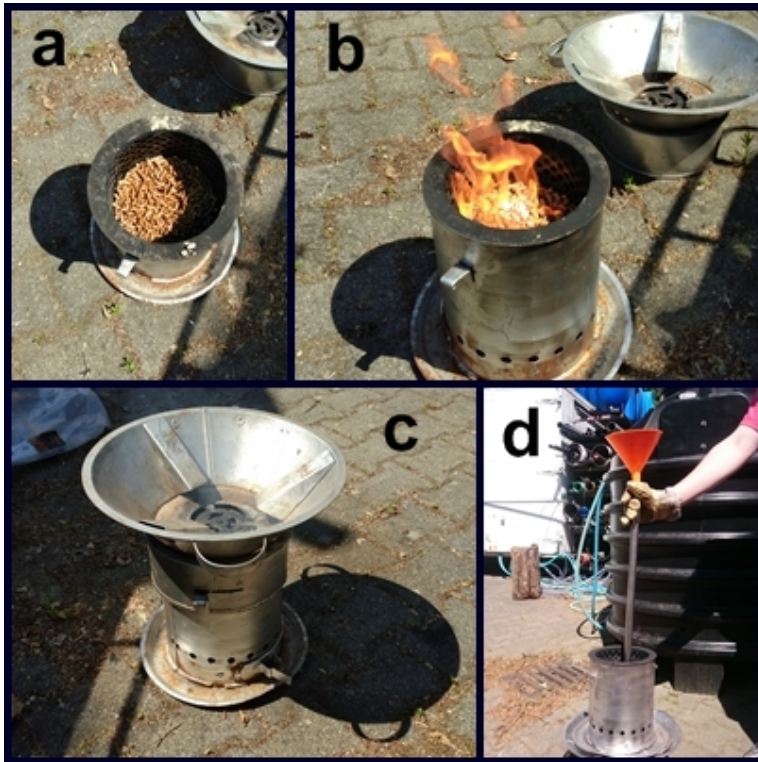


Abbildung 8: Pyrolyseofen zur Herstellung von Pflanzenkohle; a: gefüllt mit Holzpellets; b: Brennend mit Belüftungslöchern; c: Kochabdeckung mit Luftregulierung; d: Edelstahlrohr zum Löschen

Sobald eine Veraschung der Holzpellets zu sehen war, war die geforderte Temperatur erreicht und die zusätzliche Luftzufuhr wurde unterbrochen. Die Luft wurde durch den Kamineffekt durch die unteren Belüftungslöcher angesaugt und durch die oberen Öffnungen an die Flamme abgegeben. Um eine gleichbleibende Temperatur zu erreichen, wurde der Kochaufsatz auf den Ofen aufgesetzt.

Der Ofen wurde so lange betrieben, bis keine Flamme mehr zu erkennen war. Die simple Konstruktion des Ofens von Climate Farming wurde nach dem Prinzip des Kon Tiki-Reaktors erweitert. Durch ein Edelstahlrohr, das in die noch warme Kohle gesteckt wurde, wurde die Kohle mit Wasser gelöscht. Das eindringende Wasser wurde durch die hohen Temperaturen verdampft. Durch diesen Dampf wurde die Kohle konfektioniert (vgl. Kapitel 2.5.1). Anschließend wurde die Kohle getrocknet und bis zum Einbringen in die Versuchsanlage trocken gelagert.

3.4 Adsorptionstests

Die Adsorptionstests im Labor wurden durchgeführt, um die Phosphatadsorption der Pflanzenkohle unter verschiedenen Bedingungen, abschätzen zu können. Die Frage war, inwieweit einige physikalische Parameter im Zusammenhang mit der BioTopp-Anlage die Adsorption von Phosphat an Pflanzenkohle beeinflussen können. Die Verfahren zur

Herstellung von P-Lösungen und Adsorptionstests entsprechen denen, die durch Yao and al. (2011) beschrieben werden. Im Folgenden werden die verschiedenen Einflussparameter und die durchgeführte Methode zur Einordnung dieser aufgezeigt:

Einfluss der Kontaktzeit: Die Kontaktzeit ist ein wichtiger Faktor, der den Sorptionsprozess beeinträchtigt. Die Sorptionskapazität steigt mit der Zeit bis zu einem bestimmten Zeitpunkt an, an dem sie einen konstanten Wert erreicht. Das Adsorptionsgleichgewicht ist dann erreicht. Dieser Effekt der Kontaktzeit wurde durch die Einbringung von 0,1 g Pflanzenkohle in 50 ml Phosphatlösungen (20 mg/l Phosphor) untersucht. Der pH-Wert wurde auf ungefähr 7 eingestellt und der Behälter bei 190 U/min in einem mechanischen Schüttler geschüttelt. In angemessenen Zeitabständen wurde das Gefäß entnommen, um das Gemisch sofort durch einen Nylonmembranfilter (GE Cellulose-Nylonmembran) mit einer Porengröße von 0,22 μm gefiltert. Die Phosphorkonzentrationen in den Flüssigphasenproben wurden nach dem vorstehend beschriebenen Verfahren bestimmt. Die Phosphorkonzentrationen auf der Festphase wurden basierend auf der Anfangs- und Endkonzentration berechnet.

Aufgrund der Ergebnisse des Kontaktzeit-Tests wurden die folgenden Untersuchungen alle mit der gleichen Menge Phosphatlösung und der gleichen Menge Pflanzenkohle mit einer Kontaktzeit von 24 h durchgeführt, da diese Zeit sicher ausreicht, um bei diesem Versuchsaufbau das Adsorptionsgleichgewicht zu erreichen:

Einfluss des pH-Wertes: Um die Abhängigkeit der Adsorptionskapazität vom pH-Wert zu untersuchen wurde der Versuch bei pH 6; 6,5; 7; 7,5; 8; 8,5 und 9 durchgeführt.

Einfluss der Anfangskonzentration: Um die Adsorptionskapazität in verschiedenen Lösungskonzentrationen zu untersuchen, wurde der Versuch mit folgenden Phosphatlösungen durchgeführt: 1; 5; 10; 15; 20; 25; 30; 35 und 40 mg/l Phosphor.

Wirkung der Bewegung: Um den Einfluss der Bewegung zu untersuchen, wurde der Versuch einmal bei 190 U/min und einmal in Ruhe durchgeführt.

Wirkung der Adsorptionsmasse: Die Dosierung von Adsorbentien hat einen großen Einfluss auf die Adsorptionsfähigkeit und muss zur Kostenbegrenzung optimiert werden (Crini and Badot 2010; Tan and al. 2015). Im Falle des Phosphorexperiments wurden fünf Flaschen mit je 50 ml P-Lösung und einer der folgenden Adsorptionsmassen: 0,1 g; 0,2 g; 0,3 g; 0,4 g und 0,5 g. angesetzt. Der pH-Wert (7,5), die Rührrate (190 U/min) und die Kontaktzeit (24 h) blieben bei allen 5 Adsorptionsmassen konstant.

Wirkung von Verunreinigungen und biologischer Aktivität: Der Einfluss von Verunreinigungen auf die Adsorptionskapazität wurde getestet, indem der vorherige Versuch mit Schlamm und P-Lösung als Lösungsmittel reproduziert wurde. Die Schlammkonzentration und die pH-Bedingungen wurden an die P-Lösung angepasst. Der Test wurde unter Rühren durchgeführt. Dann wurde der Effekt der biologischen Aktivität getestet, um den effektiven Beitrag von Biokohle zur Reduktion von Phosphor im Schlamm zu untersuchen. Um den Einfluss der biologischen Aktivität zu testen, starteten wir den vorherigen Test mit Schlamm-

und P-Lösung mit einer Anfangskonzentration von 12,6 mg/l als Lösungsmittel neu. Eine dritte Probe wird in den gleichen Zustand versetzt, ohne dass ein Adsorptionsmittel vorhanden ist.

3.5 Analytische Messverfahren

Analytische Messverfahren wurden an beiden Standorten grundsätzlich in gleicher Weise ausgeführt.

pH-Wert:

Der Wert wurde mit der Messsonde *Edress+Hauser CM444-1955/0* bestimmt. Diese waren in beiden Reaktoren verbaut-

Gelöster Sauerstoff und Temperatur:

Der gelöste Sauerstoff und die Temperatur wurde mit der *Messsonde Hach Lange HQ 40d* bestimmt. Diese wurde zu jeder Messung in die Reaktoren eingebracht.

Chemischer Sauerstoffbedarf, Phosphat, Ammonium, Nitrit und Nitrat:

Der CSB der Proben wurde an beiden Standorten mit Küvettenschnelltests analysiert. Bei Bedarf wurde die Probe vor Verwendung des Tests filtriert. In Büsnau wurden Tests der Firma WTW und in Ouagadougou Tests der Firma Merck verwendet.

Biochemischer Sauerstoffbedarf:

Der BSB₅ wurde für den Standort Ouagadougou durch die Messung des Druckverlustes festgestellt. Der Sauerstoffverbrauch bewirkt eine Druckabnahme, welche durch das Einfüllen der Probe in einen Thermostatbehälter gemessen werden kann. Der Endwert wird nach 5 Tagen festgestellt.

Anorganischer Stickstoff:

N_{anorg} wurde bestimmt, indem die Summe aus NH₄, NO₃ und NO₂ gebildet wurde.

Schlammvolumen:

Das Schlammvolumen des Standortes Büsnau wurde im Labor der Firma Ökoservice gemessen. Es wurde die Methode nach DIN 14702-1 verwendet. Der Schlamm wurde 30 min in einem 1 Liter Messzylinder abgesetzt (Cybulski und Schwentner, 2012).

Trockensubstanz:

Die Trockensubstanz des Standortes Büsnau wurde im Labor der Firma Ökoservice gemessen. Es wurden 100 ml einer homogenisierten Schlammprobe auf einen Faltenfilter mit dem Gewicht m_{ler} aufgebracht. Der beladene Filter wurde bei 104 °C so lange getrocknet, bis keine Restfeuchte mehr vorhanden war. Am Standort Ouagadougou wurde der beladene Filter bei 105 °C zwei Stunden lang getrocknet, um die flüchtigen, suspendierten Feststoffe zu erhalten.

Das Gewicht m_{ges} des getrockneten Filters wurde jeweils verwogen. Nach Gleichung (1) ergab sich das Gewicht der Trockensubstanz und somit der Trockensubstanzgehalt in g/L (Cybulski und Schwentner, 2012).

$$TS_{BS} = (m_{ges} - m_{leer}) * 100 [g/L] \quad (1)$$

Schlammvolumenindex:

Der Schlammvolumenindex wurde für den Standort Büsnau im Labor der Firma Ökoservice ermittelt. Dieser ergibt sich nach Gleichung (2) (Cybulski und Schwentner, 2012).

$$ISV = SV / TS_{BS} [ml/g] \quad (2)$$

SAK 436 nm: Der spektrale Absorptionskoeffizient wurde für den Standort Büsnau im Labor der Hochschule Esslingen gemessen. Dazu wurden die Abwasserproben mit einer Spritze aufgenommen, mit einem Spritzenvorsatzfilter gefiltert und in eine Kunststoffküvette gegeben. Die Küvette wurde im Photometer bei 436 nm vermessen. Als Blank wurde VE-Wasser verwendet.

SAK 254 nm: Der spektrale Absorptionskoeffizient für den Standort Büsnau wurde im Labor der Hochschule Esslingen gemessen. Dazu wurden die Abwasserproben mit einer Spritze aufgenommen, mit einem Spritzenvorsatzfilter gefiltert und in eine Kunststoffküvette gegeben. Die Küvette wurde im Photometer bei 254 nm vermessen. Als Blank wurde VE-Wasser verwendet.

3.6 Untersuchungen mit Überschussschlamm

3.6.1 Toxizitätsstest für Saatgut

Der Keimtest wird zur Bestimmung der Toxizitätswirkung verwendet. Die Bestimmung des Keimindex (G. I.) erfolgt an 3 Saatgutarten: Kohl, Salat und Tomate. Der Test wird mit folgenden 4 verschiedenen „Böden“ durchgeführt:

1. Kontrolle
2. Belebtschlamm
3. 100 ml belebter Schlamm + 2 g Pflanzenkohle
4. 100 ml belebter Schlamm + 5 g Pflanzenkohle

Jeder Test wurde in der Petrischale durchgeführt. Die Kontrollbehandlung enthält 2 ml Leitungswasser. Für die drei anderen Behandlungen werden jeweils 2 ml der Substanz im Verdünnungsverhältnis 1/10 mit destilliertem Wasser verdünnt.

In jede Petrischale werden zehn Samen eingepflanzt. Die Petrischalen kommen dann für 4 Tage bei 25 °C in einen Inkubator. Nach der Inkubationszeit werden die nicht gekeimten Samen entfernt und die Länge der Wurzeln der gekeimten Samen gemessen. Der Keimungsindex wird mit folgender Formel (3) berechnet.

$$G.I = \frac{Gm}{Gc} \times \frac{Lm}{Lc} \quad (3)$$

Gm = Number of seeds germinated in the sample

Gc = Number of seeds germinated in the control

Lm = Average length of seeds germinated in the sample

Lc = Average length of seeds germinated in the control

3.6.2 Pflanztests

Um die Düngewirkung des Schlammes aus der Kläranlage zu untersuchen, wurde ein Versuchsgarten angelegt.

Als Pflanzenmaterial ist es der Samen von Amaranth (Wildamaranth). Amaranthus (Amaranthen) sind eine Gattung von zweikeimblättrigen Pflanzen der Gattung Amaranthaceae Familie nach der phylogenetischen Klassifikation oder Chenopodiaceae Familie nach der klassischen Klassifikation von Cronquist (1981), die aus gemäßigten und tropischen Regionen stammt. Es handelt sich um einjährige krautige Pflanzen, von denen einige Arten als Gemüsepflanzen, für ihre essbaren Blätter wie Spinat oder für ihre Samen und manchmal als Zierpflanzen für ihre spektakulären Blütenstände angebaut werden.

Es wurden 12 gleiche Töpfe verwendet, in denen ein direkter Saatteiltopf hergestellt wurde. Jeder Pot ist eine unabhängige Einheit. Die Bodenart und die bisherige Anbaufolge der Parzellen entsprechen den empfohlenen Produktionsstandards für Amaranth. Nachdem die Töpfe vorbereitet waren, wurde der Setzling gesät. Alle Daten der ausgeführten Operationen wurden aufgezeichnet.

Die Durchführung des Experiments erfolgte an einem begrenzten, aber gut belüfteten Ort. Die Töpfe wurden wie folgt bepflanzt:

- Topf 9-4-6 entspricht der Wirkung von Brunnenwasser auf Amaranth;
- Topf 2-1-10 entspricht der Wirkung von Schlammerde mit Kohle auf Amaranth;
- Topf 7-11-5 entspricht der Wirkung des Abwassers des Systems auf Amaranth;
- Topf 8-3-12 entspricht der Wirkung von Brunnenwasser plus NPK (23-10-5).

Die Anbaumaßnahmen wurden wie folgt durchgeführt

- 28/03/2018 wurde die Vorbereitung der Töpfe und die Aussaat durchgeführt;
- 10/04/2018 Hacken plus Abgrenzung gefolgt von der Anwendung verschiedener Düngemittel (NPK und Schlamm plus Kohle).

3.6.3 Keimreduktion

Da im Zeitrahmen der Untersuchungen eine einjährige Schlammvererdung nicht möglich war, wurden in Deutschland BioTopp-Systeme im laufenden Betrieb beprobt und auf die Keimbelastung hin untersucht. Es wurden am 7. November insgesamt 4 Proben aus Vererdungsbecken entnommen. Die Proben stammen von zwei Kunden, von denen die beiden Vererdungsbecken je 1-mal beprobt wurden.

Dazu wurden die Proben direkt aus dem Vererdungsbecken steril entnommen und bis zur Untersuchung kühl gelagert. Dabei wurden jeweils zwei Proben je Anlage mit unterschiedlicher Vererdungsdauer entnommen. Das Alter der Probe und die jeweilige Probennummer sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Verwendete Proben mit Zeitpunkt der Ausbringung und Vererdungsdauer

Probennummer	Datum der Aufbringung	Dauer der Vererdung
12297-1	Dezember 2017	11 Monate
12297-2	Mai 2018	6 Monate
12298-1	April 2018	7 Monate
12298-2	Mai 2018	6 Monate

Die Proben wurden auf Envirocheck® Contact C ausgebracht. Die Teststreifen besaßen zwei unterschiedliche Agartypen (vgl. Tabelle 2).

Tabelle 2: Verwendete Agartypen zur Coliformuntersuchung

Agartyp	pH-Wert
Plate Count Agar 22.5	pH: 7.0 ± 0.2
Chromocult® Coliform Agar 26.5	pH: 6.8 ± 0.2

Die Teststreifen wurden für 48 Stunden bei 38 °C inkubiert und anschließend unter dem Mikroskop ausgezählt und bestimmt.

Grundlegend können Kolonien von Mikroorganismen durch die Kolonienform unterschieden werden. Diese morphologische Untersuchung kann rein über die Betrachtung der Kolonien durchgeführt werden. Hier erhält man eine erste grobe Einteilung der Bakterien. Durch die Anwendung von Envirocheck® Contact C konnte vier verschiedene Bakterienstämme untersucht werden.

- *Escherichia coli* (ATCC 11775)
- *Citrobacter freundii* (ATCC 8090)
- *Escherichia coli* (ATCC 35150)
- *Salmonella enteritidis* (ATCC 13076)

Escherichia coli zeigte bei dem verwendeten Test auf beiden Agarplatten ein gutes Wachstum. Zudem kann *Escherichia coli* auf dem Chromocult® Coliform Agar deutlich durch die dunkelblaue bis violette Färbung identifiziert werden. Dabei handelt es sich um den sogenannten Indol-Test. Hierbei wird auf die Aktivität des Enzyms Tryptophanase getestet. Dieses Enzym spaltet Tryptophan zu Indol, Pyruvat und Ammoniak. Dieses Enzym ist spezifisch für Enterobacteriaceae und dient somit als Indikator. *Salmonella enteritidis* und *Citrobacter freundii* zeigten bei diesem Test keine oder nur eine geringe Verfärbung an.

4 Ergebnisse und Diskussion

In folgendem Kapitel wurden die Ergebnisse der beiden Standorte vorgestellt und diskutiert.

4.1 Phosphatadsorption an Pflanzenkohle

4.1.1 Einfluss der Anfangskonzentration des Adsorbats

In *Abbildung 9* sind die Ergebnisse der Untersuchung abgebildet, die den Einfluss der Anfangskonzentration des Adsorbats auf die Adsorption beschreibt. Die Adsorptionskapazität steigt mit der anfänglichen Phosphorkonzentration stark an und flacht dann ab 40 mg/L Phosphor ab. Crini und Badot, (2010) sind zu den gleichen Ergebnissen gekommen.

Pellera et al., (2012) haben mit Kupfer (II)-Ionen und Pflanzenkohle ebenfalls festgestellt, dass die Anfangskonzentration des Adsorbats die adsorbierte Menge pro Adsorbensmasseneinheit erhöht. Dieses Phänomen ist auf die Erhöhung der treibenden Kraft für den Stoffaustausch, den sogenannten Konzentrationsgradienten, zurückzuführen.

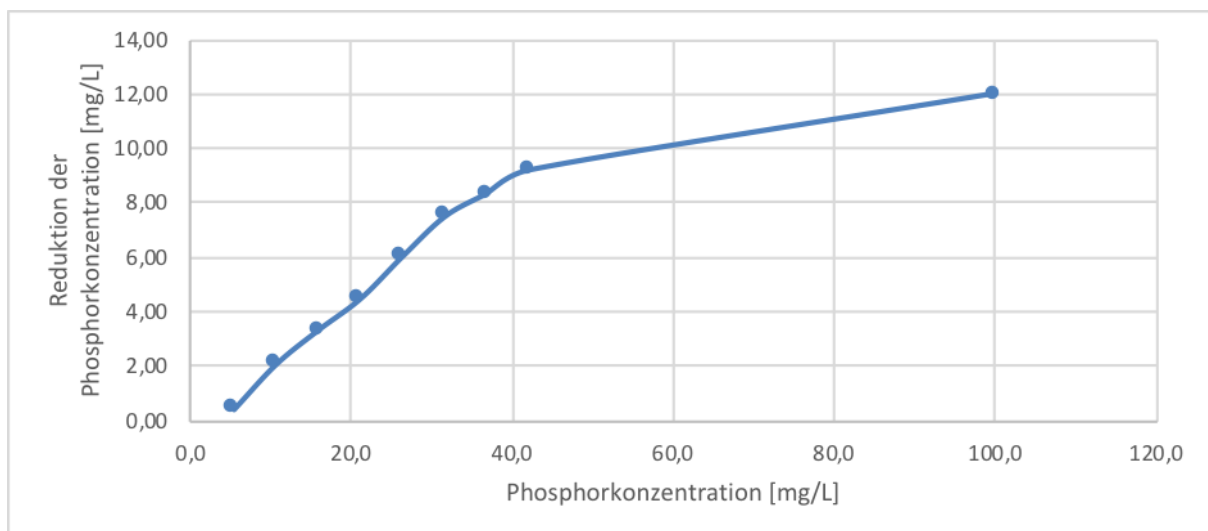


Abbildung 9: Einfluss der Anfangskonzentration des Adsorbats

4.1.2 Auswirkung der Bewegung auf den Adsorptionsvorgang

Abbildung 10 zeigt den Einfluss der Bewegung auf die Adsorptionskapazität. Es ist gut zu erkennen, dass die Anfangskonzentration an Phosphor bei einer belüfteten Probe, d.h. einer Probe in Bewegung um 1,7 mg/L sinkt. Wird die Probe nicht belüftet, sinkt die Anfangskonzentration nur um 1,3 mg/L.

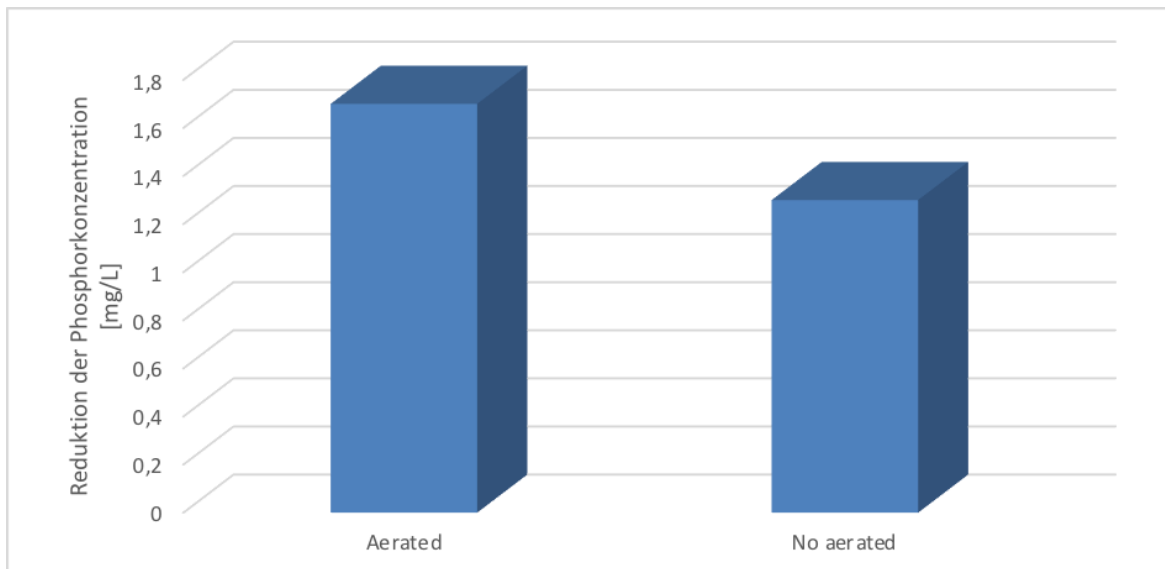


Abbildung 10: Einfluss der Bewegung auf die Adsorptionskapazität

Das bedeutet, dass in einem belüfteten Reaktor 7,65 % mehr Phosphor adsorbiert wird. Das liegt daran, dass die Bewegung dazu führt, dass mehr Phosphor mit der Oberfläche des Adsorbens, in diesem Fall Pflanzenkohle, in Berührung kommt. Crini und Badot, (2010) begründen diesen Effekt damit, dass der Grenzfilm durch Unruhe, d.h. Bewegung, reduziert wird. Demnach nimmt die Schadstoffaufnahme mit der Rührgeschwindigkeit zu.

4.1.3 Einfluss des pH-Wertes

Um den Einfluss des pH-Wertes auf den Adsorptionsvorgang zu untersuchen, ist in *Abbildung 11* die Adsorptionskapazität von Biokohle nach 24 Stunden Kontaktzeit bei verschiedenen pH-Werten abgebildet.

Es ist gut zu erkennen, dass die maximale Adsorption bei einem pH-Wert von 8 stattfindet. Die geringste Menge an Phosphor wurde bei einem pH-Wert von 6,5 adsorbiert. Ähnliche Ergebnisse erzielten Chen et al., (2011) bei Versuchen zur Zinkadsorption an Biokohle.

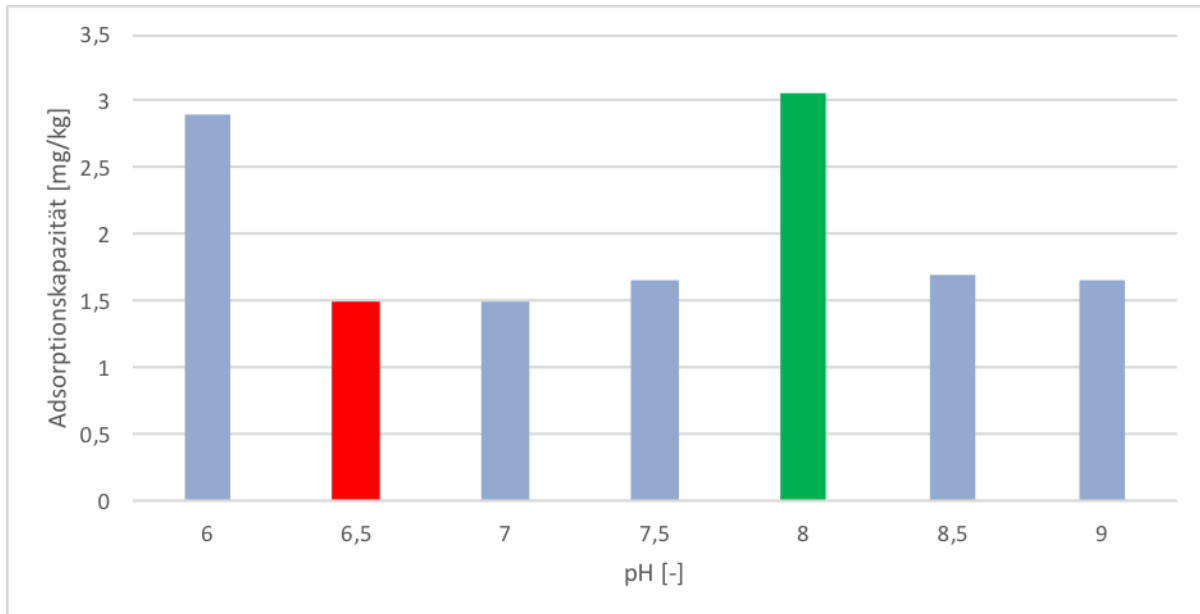


Abbildung 11: Einfluss des pH-Wertes auf die Adsorption von Phosphor an Pflanzenkohle

4.1.4 Vergleich der Adsorption in Schlamm und in reinem Wasser

Die Ergebnisse des Adsorptionsvorganges in Schlamm und in reinem Wasser sind in *Abbildung 12* abgebildet. Der Versuch wurde bei allen Proben über 24 Stunden durchgeführt

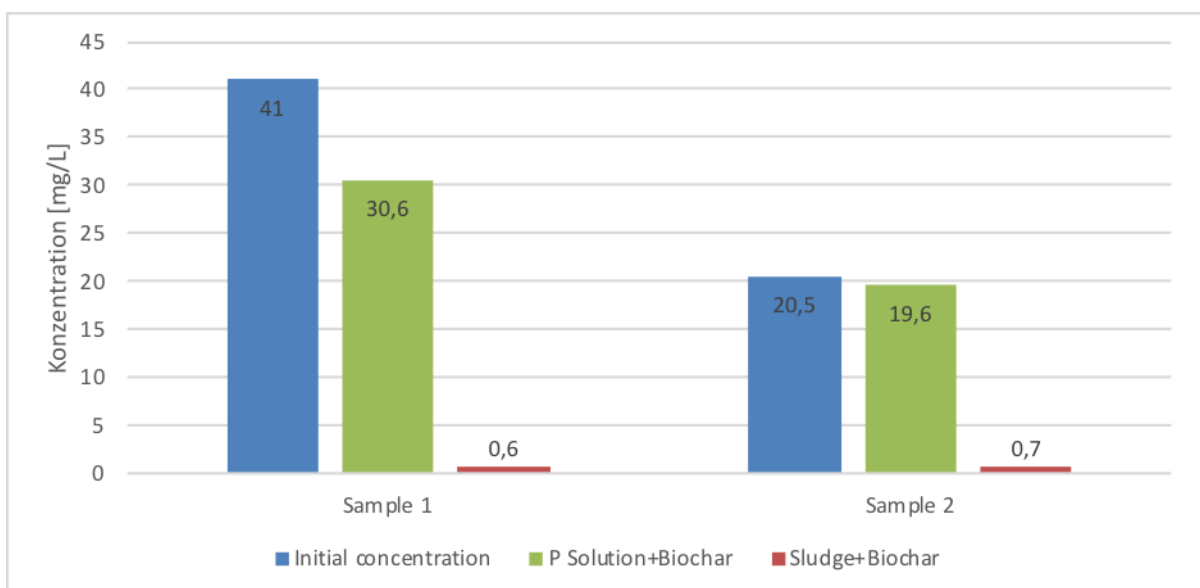


Abbildung 12: Einfluss der Reinheit auf die Pflanzenkohle-Adsorption

Die Phosphorkonzentration hat bei beiden Proben mit Schlamm nach 24 Stunden sehr niedrige Werte. Bei einer Anfangskonzentration von 41 mg/L wird eine Konzentration von 0,6 mg/L erreicht, bei einer Anfangskonzentration von 20,5 mg/L eine Konzentration von 0,7 mg/L. Bei den Proben mit reinem Wasser wurden lediglich Werte von 30,6 mg/L und 19,6 mg/L erreicht. Das kann unterschiedliche Gründe haben. Zum einen könnte die biologische Aktivität im Schlamm die Kontaktfläche zwischen Adsorbens und Adsorbat erhöhen. Zum anderen könnten die niedrigen Phosphorkonzentrationen in den Schlammproben durch erhöhte biologische

Phosphorelimination erreicht werden. Dabei lagern Bakterien Phosphor in aeroben Verhältnissen ein, wenn sie davor anaeroben Verhältnissen ausgesetzt waren.

Um den Einfluss der biologischen Aktivität zu untersuchen, wurde die Phosphorreduktion in Schlamm, in Schlamm mit Pflanzenkohle und in wässriger Phosphorlösung mit Pflanzenkohle untersucht. Die Ergebnisse sind in *Abbildung 13* dargestellt.

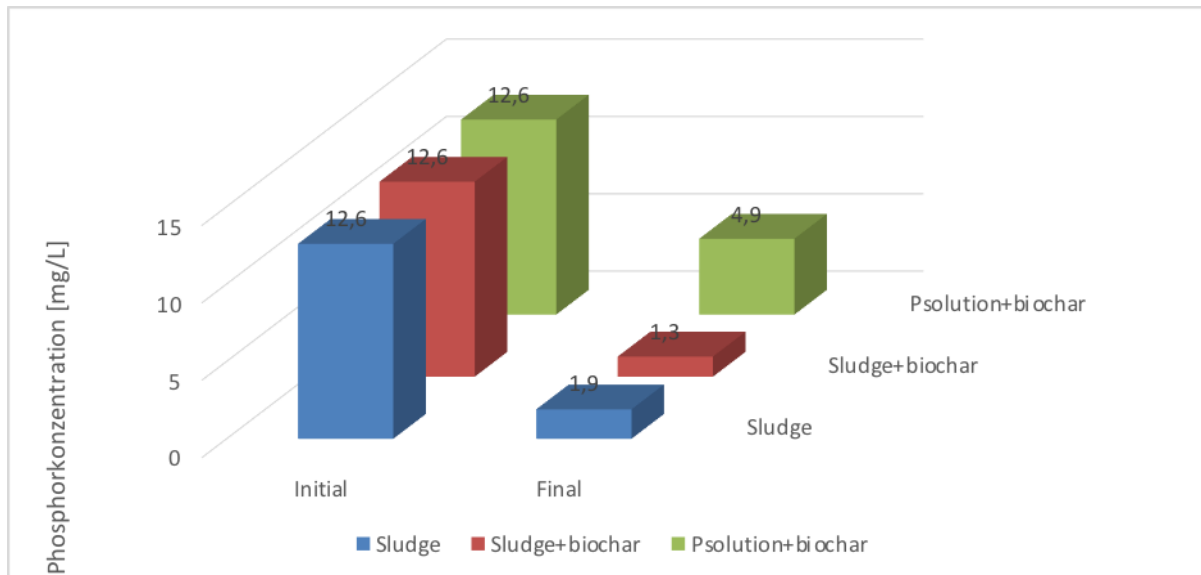


Abbildung 13: Einfluss der biologischen Aktivität auf die Phosphorelimination

Die Anfangskonzentration betrug bei allen Proben 12,6 mg/L. Der Schlamm allein reduziert die Phosphorkonzentration auf 1,9 mg/L. Fügt man dem Schlamm zusätzlich Pflanzenkohle bei, ist die dadurch erzielte Restkonzentration an Phosphor um nur 0,6 mg/L geringer. Dies bedeutet, dass die erhöhte Phosphorreduktion im Schlamm vor allem auf die biologische Phosphatelimination zurückzuführen ist.

Darüber hinaus beträgt die Endkonzentration der P-Lösung mit ausschließlich Biokohle lediglich 4,9 mg/L. Dies entspricht einer Reduktion von 7,7 mg/L gegenüber einer Reduktion von 0,6 mg/L in der Probe mit Schlamm. Neben einer geringeren Adsorptionskapazität, welche durch die biologisch reduzierte Phosphatkonzentration lässt sich durch das Vorhandensein von Verunreinigungen im Schlamm, wie suspendierte Feststoffe, erklären, die den Transport von Phosphor auf der adsorbierenden Oberfläche beeinflussen können. Dieser Einfluss ergibt eine Reduzierung der Adsorptionskapazität mit P-Lösung um 61 %.

4.1.5 Relevanz für die Phosphatadsorption im NAFASAN Konzept

Die beschriebenen Ergebnisse zeigen, dass die physikalische Phosphatadsorption an Pflanzenkohle prozesstechnisch wenig bis keine Relevanz hat. Dennoch verstärkt die Zugabe der Pflanzenkohle in den Belebungsprozess der BioTopp-Anlage den Effekt der biologischen Phosphatelimination erheblich.

Die Belüftung in der BioTopp-Anlage hat zudem eine positive Auswirkung auf die Phosphorelimination und diese wird ohnehin für den biologischen Abbauprozess benötigt.

Bei einem pH-Wert von 7, den Betriebsbedingungen entsprechend, wurde eine Phosphoradsorptionskapazität von ca. 1,5 mg P/kg Kohle bestimmt. Durchschnittlich rechnet man mit einer täglichen Ausscheidung von 1,8 g Phosphor pro angeschlossene Einwohner. Man bräuchte somit 1 200 kg Pflanzenkohle pro Einwohner und Tag, um die gesamte Menge an Phosphor an der im Projekt verwendeten Pflanzenkohle zu adsorbieren. Diese Menge ist zum einen aufgrund der im Vergleich geringen hydraulischen Belastung pro Einwohner und Tag und aufgrund der sowieso hohen Menge an Pflanzenkohle verfahrenstechnisch nicht umsetzbar und somit nicht relevant. Die Einbringung dieser Pflanzenkohle in den Belebungsprozess bietet primär Vorteile im Hinblick auf die biologische Phosphorelimination und kann dennoch aufgrund der Untersuchungen als sehr sinnvoll eingestuft werden.

4.2 Gelöster Sauerstoff

4.2.1 Optimierung der Belüftung

Versuchsanlage Ouagadougou:

Um die gewünschten Abbauprozesse in den BioTopp-Anlagen zu ermöglichen, ist es unabdingbar die Belüftung an die spezifischen Bedingungen anzupassen. Dies wird nun anhand des Optimierungsprozesses in Ouagadougou beschrieben.

Die Kurve in *Abbildung 14* zeigt die Entwicklung des Sauerstoffgehalts im Reaktor 1 vor und nach der Optimierung der Belüftung an.

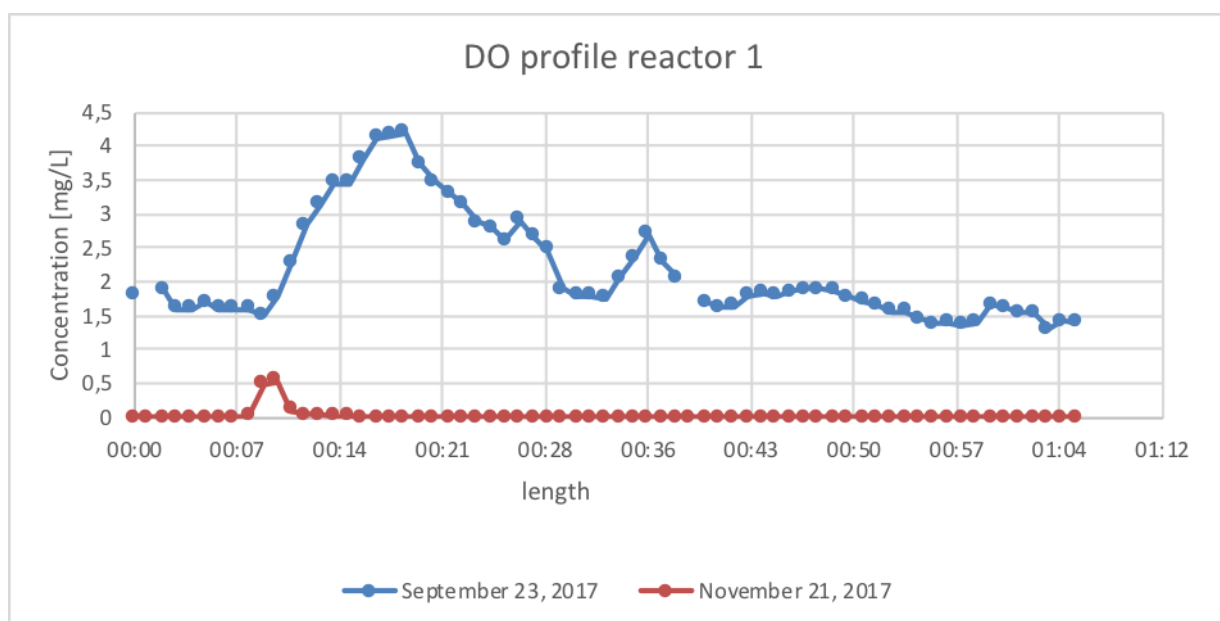


Abbildung 14: Gelöster Sauerstoff in Reaktor 1. 23. September 23 und 21. November, 2017

Die beiden Kurven zeigen den Verlauf der Sauerstoffkonzentration während eines Zyklus von 66 Minuten. Es ist gut zu erkennen, dass der Sauerstoffgehalt vor der Optimierung (blaue Kurve) während der 10 Minuten Belüftung in diesem Reaktor schnell ansteigt. Nach Ende der Belüftung sinkt der Wert schrittweise ab, jedoch ohne vor dem nächsten Zyklus einen Wert unter 1 mg/l zu erreichen. Da Werte über 1 mg/l nicht für den Denitrifikationsprozess geeignet sind, da dieser anoxischen Verhältnisse benötigt, wurde die Belüftungszeit verringert und weitere Anpassungen vorgenommen.

Nach einigen Anpassungen und der Verkürzung der Belüftungszeit sind am 21. November, 2017 (*Abbildung 14*) bessere Bedingungen für die Denitrifikation zu erkennen. Tatsächlich ist der Zeitraum mit anoxischen Bedingungen vorhanden und ausreichend lang. Durch die Verkürzung der Belüftung auf 3 Minuten erhält man einen Höchstwert von 0.58 mg/l gelöstem Sauerstoff.

Das Hauptziel der Belüftungsoptimierung in Reaktor 2 ist die Optimierung des Nitrifikationsprozesses und die Reduzierung des Energieverbrauches. Die Sauerstoffkonzentration sollte erfahrungsgemäß nach Ende der Belüftungsphase nicht unter 2 mg/l liegen.

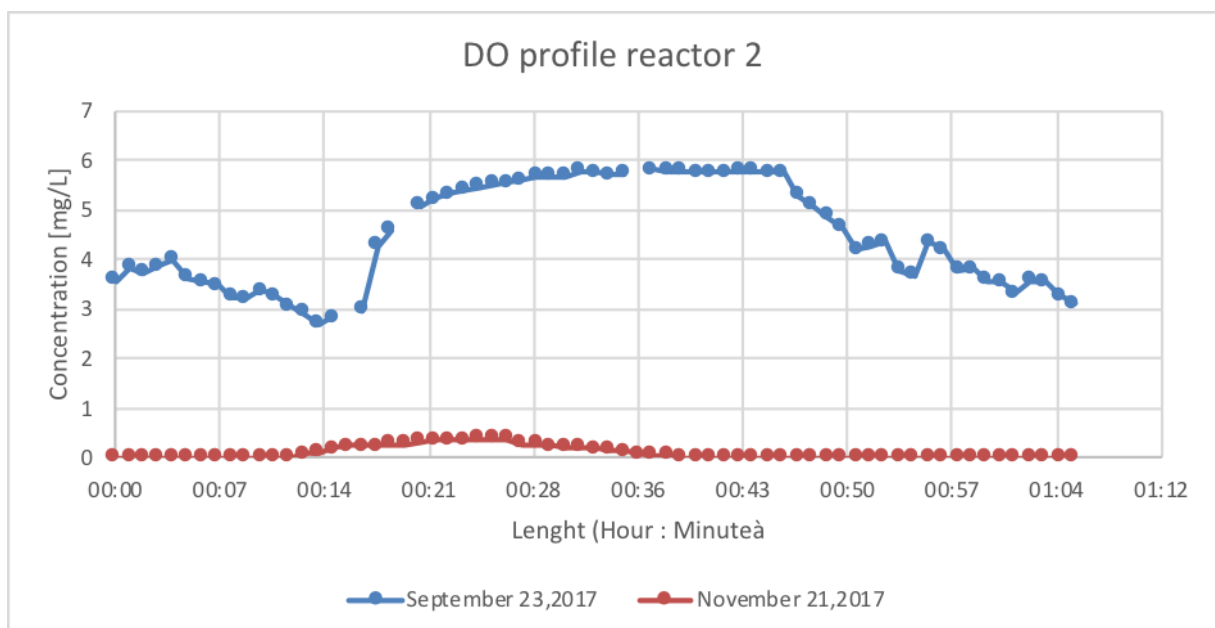


Abbildung 15: Gelöster Sauerstoff in Reaktor 2. 21 November und 23. September 23, 2017

Abbildung 15 zeigt die Konzentration an gelöstem Sauerstoff in Reaktor 2 vor und nach der Optimierung. Die blaue Kurve zeigt, dass der Sauerstoffgehalt während der ersten 15 Minuten Belüftungszeit sinkt. Dies ist der Zeitraum der Beschickung, der Rückführung und der Belüftung in Reaktor 1. Zu Beginn der Belüftungsphase in Reaktor 2 steigt die Konzentration des gelösten Sauerstoffes für 11 Minuten stark an. Danach bleibt der Wert bis zum Ende der Belüftung konstant. Nach Ende der Belüftung sinkt die Sauerstoffkonzentration ab. Anhand der Stärke der Sauerstoffzehrung können Rückschlüsse auf die Restverschmutzung und somit die Reinigungsqualität getroffen werden.

Um den Energieverbrauch zu reduzieren, wurde die Belüftung in Reaktor 2 angepasst. Die Ergebnisse sind ebenfalls in *Abbildung 15* als rote Kurve zu sehen. Bei Belüftungsbeginn erfolgt ein schneller Anstieg des Sauerstoff-Wertes und ein rapides Absinken gegen 0. Die Belüftungszeit war somit zu kurz und musste wieder erhöht werden.

Nach diesen Voruntersuchungen in Reaktor 1 und Reaktor 2 wurde eine Belüftungszeit von 10 Minuten für Reaktor 1 und eine Belüftungszeit von 35 Minuten für Reaktor 2 festgelegt. Sowohl die Dauer der Belüftung als auch die Dauer der Beschickung, der Rückführung und der Sedimentations- und Ruhephasen können jederzeit an sich ändernde Bedingungen angepasst werden.

4.2.2 Einfluss der Pflanzenkohle auf die Sauerstoffkonzentration

Standort Büsnau:

Der gelöste Sauerstoff wurde mindestens einmal pro Woche während der Belüftungsphase und direkt nach der Belüftungsphase in beiden Behältern gemessen. Die Werte jeder Einzelmessung wurden über den gesamten Versuchszeitraum gemittelt (vgl. Anhang: Tabelle A 1). Es wurden insgesamt 15 Reihenmessungen durchgeführt. Davon wurden 8 Reihenmessungen ohne Kohle und 7 Reihenmessungen mit Kohle durchgeführt. Während der Belüftungsphase steigt die Sauerstoffkonzentration an und sinkt dann nach der Belüftung ab. Der Einfluss der Pflanzenkohle auf diese Prozesse wird im folgendem untersucht.

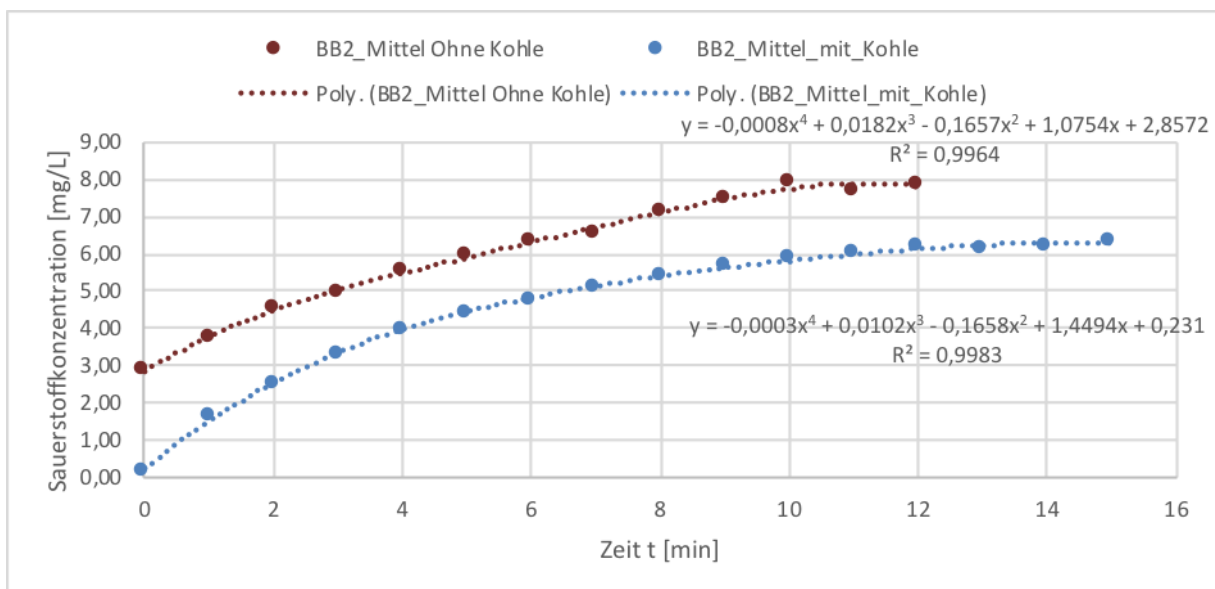


Abbildung 16: Gemittelte Sauerstoffkonzentration in der BB2 über der Zeit während der Belüftungsphase; Gemittelt über den gesamten Versuchszeitraum; Rot: Ohne Pflanzenkohle; Blau: Mit Pflanzenkohle; gemessen mit Hach Lange HQ 40d

In *Abbildung 16* sind gemittelten Sauerstoffkonzentrationen während der Belüftungsphase im BB2 über der Zeit aufgetragen. Die rote Kurve zeigt den Belüftungszyklus im Zeitraum der Vorversuche ohne Pflanzenkohle im System. Die blaue Kurve zeigt den Belüftungszyklus im Zeitraum der Hauptversuche mit Pflanzenkohle im System.

Zur Bestimmung der Sauerstoffsättigungskurven in *Abbildung 16* sich nach Gleichung (4) folgende DGL zur Beschreibung der Sauerstoffkonzentration.

$$\frac{dc_{O_2}}{dt} = OTR - OUR = k_L a * (c_{O_2}^* - c_{O_2}) - OUR \quad (4)$$

Die Lösung der DGL ergibt sich zu Gleichung (5).

$$c_{O_2} = c_{O_2}^* - \frac{OUR}{k_L a} - (c_{O_2}^* - \frac{OUR}{k_L a}) * e^{-k_L a * t} \quad (5)$$

Zur Verdeutlichung wurde die durch polynomische Regression dargestellt.

Für die Annahme $t \rightarrow \infty$ ergibt sich Gleichung (6).

$$c_{O_2} = c_{O_2}^* - \frac{OUR}{k_L a} \quad (6)$$

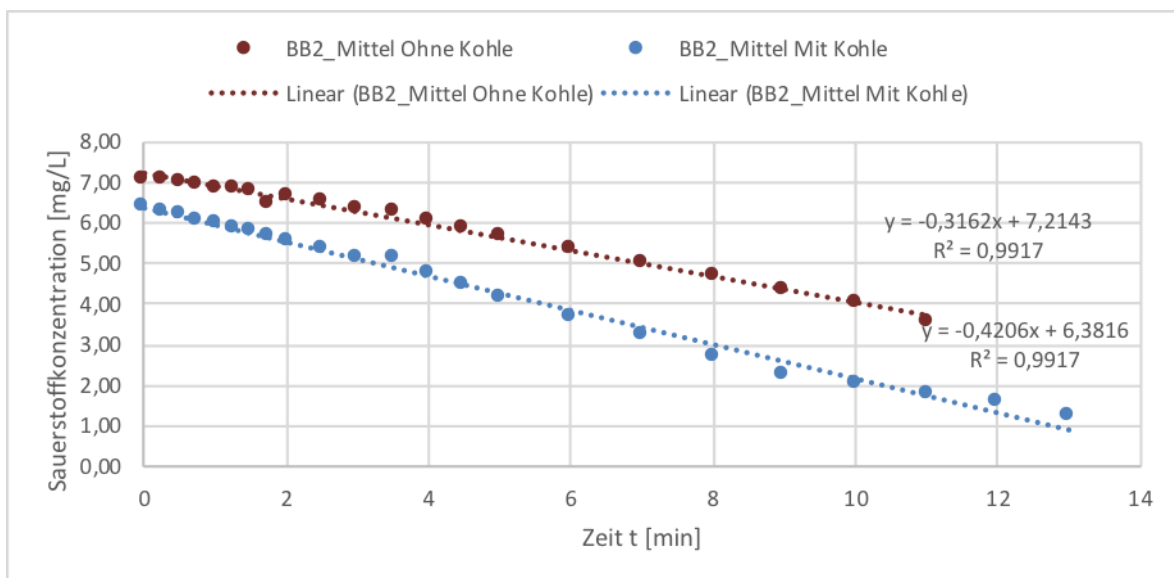


Abbildung 17: Gemittelte Sauerstoffkonzentration in der BB 2 über der Zeit nach der Belüftung; Gemittelt über den gesamten Versuchszeitraum; Rot: Ohne Pflanzenkohle; Blau: Mit Pflanzenkohle; gemessen mit Hach Lange HQ 40d

In *Abbildung 17* sind gemittelten Sauerstoffkonzentrationen nach der Belüftungsphase im BB2 mit und ohne Pflanzenkohle über der Zeit aufgetragen. Anhand der DGL nach Gleichung (4) ergibt sich für die Phase ohne Belüftung folgende Beziehung nach Gleichung (7).

$$\frac{dc_{O_2}}{dt} = -OUR \quad (7)$$

Daraus folgt durch Lösung der DGL die Gleichung der Geraden nach Gleichung (8).

$$c_{O_2} = c_{O_2,0} - OUR * t \quad (8)$$

Dabei zeigte sich nach Gleichung (8), dass die Sauerstoffverbrauchsrate mit Kohle um 33 % erhöht war.

$$\frac{OUR_K}{OUR_{o,K}} * 100\% = \frac{0,4206}{0,3162} = 133,01\%$$

Die Werte jeder Einzelmessung wurden über den gesamten Versuchszeitraum gemittelt (vgl. Anhang: Gemittelte Sauerstoffkonzentration in der Belebung 2 nach der Belüftungsphase; Standardabweichung und Standardfehler Tabelle A 2). Es wurden insgesamt 14 Reihenmessungen durchgeführt. Davon wurden 7 Reihenmessungen ohne Kohle und 7 Reihenmessungen mit Kohle durchgeführt.

In der Annahme, dass der k_{1a} - Wert für das System konstant ist, ergibt sich aus der gemeinsamen Betrachtung der Belüftungsphase und der Zehrungsphase im BB 2 der k_{1a} - Wert. Die OUR-Werte der beiden Phasen konnten anhand der Gleichung (17) und den Geraden aus *Abbildung 16* und *Abbildung 17* ermittelt werden. Der k_{1a} - Wert ergibt sich damit zu $k_{1a} = 0,062 \frac{1}{h}$.

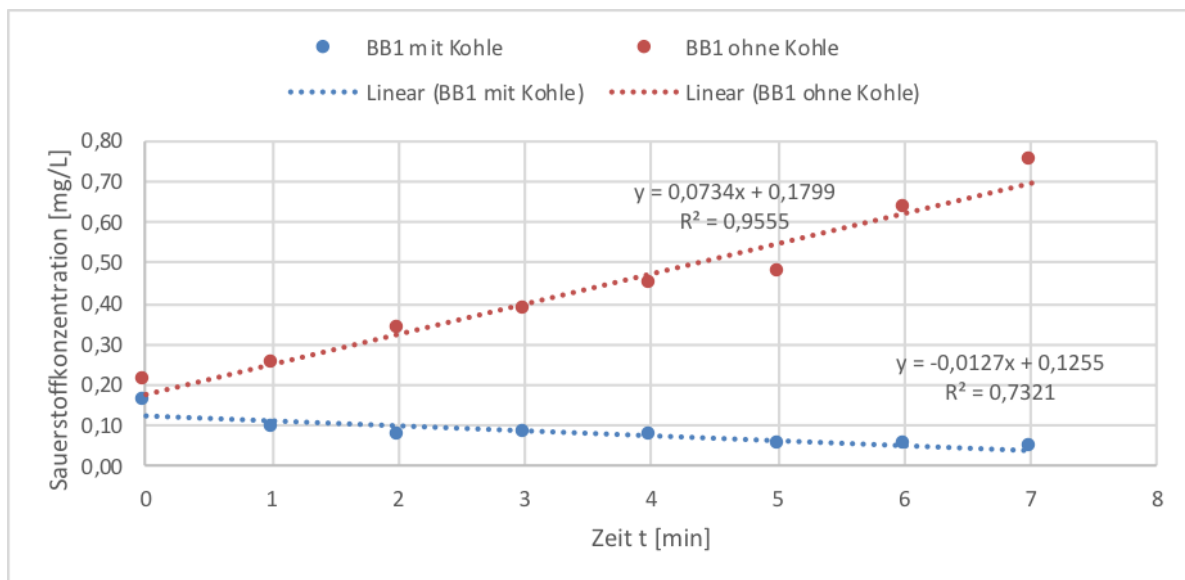


Abbildung 18: Gemittelte Sauerstoffkonzentration in der BB1 über der Zeit während der Belüftung; Gemittelt über den gesamten Versuchszeitraum.

In *Abbildung 18* sind die gemittelten Sauerstoffkonzentrationen während der Belüftungsphase im BB1 über der Zeit aufgetragen. Die rote Kurve zeigt den Belüftungszyklus im Zeitraum der Vorversuche ohne Pflanzenkohle im System. Die blaue Kurve zeigt den Belüftungszyklus im Zeitraum der Hauptversuche mit Pflanzenkohle im System. Die Werte jeder Einzelmessung wurden über den gesamten Versuchszeitraum gemittelt (vgl. Anhang: Tabelle A 3). Es wurden insgesamt 14 Reihenmessungen durchgeführt. Davon wurden 7 Reihenmessungen ohne Kohle und 7 Reihenmessungen mit Kohle durchgeführt.

Der Verlauf des gelösten Sauerstoffs nach der Belüftungsphase zeigt, dass sich, bedingt durch das Einbringen der Pflanzenkohle, das Belebtschlamm-Wassergemisch grundlegend verändert hat. Die Sauerstoffverbrauchsrate OUR war mit Pflanzenkohle höher als bei den Vorversuchen ohne Pflanzenkohle.

Der OUR ohne Kohle betrug $OUR_{o,K} = 0,3162 \text{ mg/l*min}$ und der OUR mit Kohle $OUR_K = 0,4206 \text{ mg/l*min}$. Der OUR mit Pflanzenkohle war somit 33 % höher. Außerdem lag die Endkonzentration von Sauerstoff am Ende des Messzyklus mit Pflanzenkohle deutlich unterhalb des Wertes aus den Vorversuchen. Die grundlegende Veränderung im Belebtschlamm-Wassergemisch zeigt, dass die Pflanzenkohle die Aktivität der Belebtschlamm-Mikroorganismen verändert hat.

4.3 Rohabwasser

Standort Büsnau:

Tabelle 3: Rohabwasser Analyse am Standort Büsnau und Standardabwasser nach spezifischen Einwohnerfrachten (ATV-DVWK-A 131 vom Mai 2000) und spezifischen Bemessungsabwasseranfall für Kleinkläranlagen (150l)

Parameter		09. Mai	25. Mai	05. Juni	Mittelwert	Standardabwasser
CSB	[mg/l]	585	781	947	771	800
N-NH₄	[mg/l]	42,4	37,8	51,8	44	(66)
P_{ges}	[mg/l]	16,5	9,3	5,7	10,5	12
N-NO₂	[mg/l]	0,21	0,2	0,42	0,28	
N-NO₃	[mg/l]	2,3	1,8	1,7	1,93	
TKN	[mg/l]					73

In *Tabelle 3* sind die Ergebnisse der Rohabwasseranalyse am Standort Büsnau dargestellt. Des Weiteren sind die Konzentrationen von sogenanntem Standardabwasser aufgeführt. Diese Konzentrationen ergeben sich, wenn die spezifischen Einwohnerfrachten dem Bemessungsabwasseranfall von 150 Litern pro Person und Tag zugrunde gelegt werden. Die Werte des Standardabwassers können praktisch als Bemessungsgrundlage der BioTopp Kleinkläranlage angesehen werden und sind somit repräsentativ.

Standort Ouagadougou:

Die Rohabwasseranalyse wurde von September bis November 2017 durchgeführt. Die Ergebnisse sind in *Tabelle 4* dargestellt.

Tabelle 4: Rohabwasser

Parameter	Mittelwert	Standard- abweichung	Zahl der Messung	Min	Max
BSB₅ [mg/l]	234.00	70.93	15	120	390
CSB [mg/l]	314.47	106.03	15	175	515
N-NH₄ [mg/l]	47,80	5.70	10	32.8	58
N-NO₃ [mg/l]	1.67	1.69	15	0.3	10.4
N-NO₂ [mg/l]	0.11	0.04	9	0.04	0.28
P_{ges} [mg/l]	6.85	1.51	12	3.8	9.5
N_{ges} [mg/l]	60,27	9.02	11	42	83
TKN [mg/l]	59.65	8.96	11	41.7	81.8
TSS [g/L]	0.09	0.07	12	0.03	0.26
CSB / BSB₅		1.34			
CSB / NTK		5.25			
CSB / P_{ges}		44.55			
BSB / N_{ges} / P_{ges}		34 / 9 / 1			

Laut von Sperling (2017) sind die ermittelten BSB₅- und CSB-Mittelwerte niedriger als die typischen Werte von häuslichem Rohabwasser in Entwicklungsländern. Tatsächlich wäre zu erwarten, dass der BSB₅ zwischen 250-400 mg/l und der CSB zwischen 450-800 mg/l liegt. Die Feststoffkonzentrationen (TSS) liegen ebenfalls unter dem üblichen Bereich von 0,2-0,45 g/L. Im Gegensatz dazu haben P_{ges}, N-NO₃, N-NO₂ normale Werte, N_{ges} liegt an der maximalen Grenze und N-NH₄ liegt über dem gemeinsamen Bereich. Diese Ergebnisse lassen sich einerseits durch den vorgeschalteten Septic Tank erklären, der als Vorklärbecken wirkt. Andererseits wird der Sammel tank aus vorgeschalteten Fäkalfiltern gespeist. Hier werden nicht nur Feststoffe zurückgehalten, es findet dort auch ein anaerober Abbau der gelösten organischen Verbindungen statt.

Das Verhältnis von CSB/BSB₅ von 1,34 würde bedeuten, dass die im Abwasser enthaltene Organik größtenteils sehr leicht biologisch abbaubar ist. Bei häuslichem Rohabwasser beträgt das Verhältnis aber normalerweise mindestens 2. Bei fortschreitendem biologischem Abbau steigt es weiter an. Aufgrund der Konfiguration des Abwasserzulaufes mit vorgeschaltetem Septic Tank und teilweise biologisch aktiven Fäkalfiltern ist ein Verhältnis >2 anzunehmen. Weitere Unregelmäßigkeiten bei Einzelmessungen (CSB/BSB<1, BSB konstant trotz variierendem CSB) lassen vermuten, dass möglicherweise ein Messfehler vorliegt.

Das CSB/NTK-Verhältnis von 5,25 ist niedriger als der von Wang et al., (2010) beschriebene Wert von 8,8, was darauf hindeutet, dass der organische Kohlenstoffgehalt für eine vollständige

Denitrifikation nicht ausreichend sein kann. Dieser Umstand kann auch für den Prozess der erhöhten biologischen Phosphatelimination problematisch sein.

Das Verhältnis $BSB_5/N_{ges}/P_{ges}$ sollte im Bereich 100/5/1 liegen. Das gemessene Verhältnis von 34/9/1 zeigt ein BSB_5 und P_{ges} Defizit im Vergleich zur vorhandenen Stickstoffmenge an.

4.4 pH-Wert und Temperatur

Versuchsstandort Büsnau:

Der pH-Wert und die Temperatur wurde innerhalb des Versuchszeitraumes 17 mal gemessen (vgl. Anhang: Tabelle A 4 und Tabelle A 5). Dabei wurde der pH-Wert direkt in beiden Behältern gemessen und für die Anlage gemittelt. In *Abbildung 19* ist der pH-Wert über den gesamten Versuchszeitraum zwischen dem 09. April 2018 und dem 25. Mai 2018 dargestellt (blau). Des Weiteren ist in *Abbildung 19* die Temperatur über den gesamten Versuchszeitraum dargestellt (orange). Die Temperatur wurde während des Versuchs 17-mal gemessen. Dabei wurde die Temperatur direkt in beiden Behältern gemessen und für die Anlage gemittelt. Es zeigte sich, dass die Wassertemperaturen während des Versuchszeitraums immer unterhalb von 20 °C und oberhalb von 13 °C blieben. Außerdem zeigte sich, dass der pH- Bereich zwischen 7,8 und 8,5 lag. Der pH-Wert der Anlage in Büsnau lag somit über den gesamten Zeitraum im optimalen Bereich hinsichtlich der Phosphat-Adsorption an Pflanzenkohle.

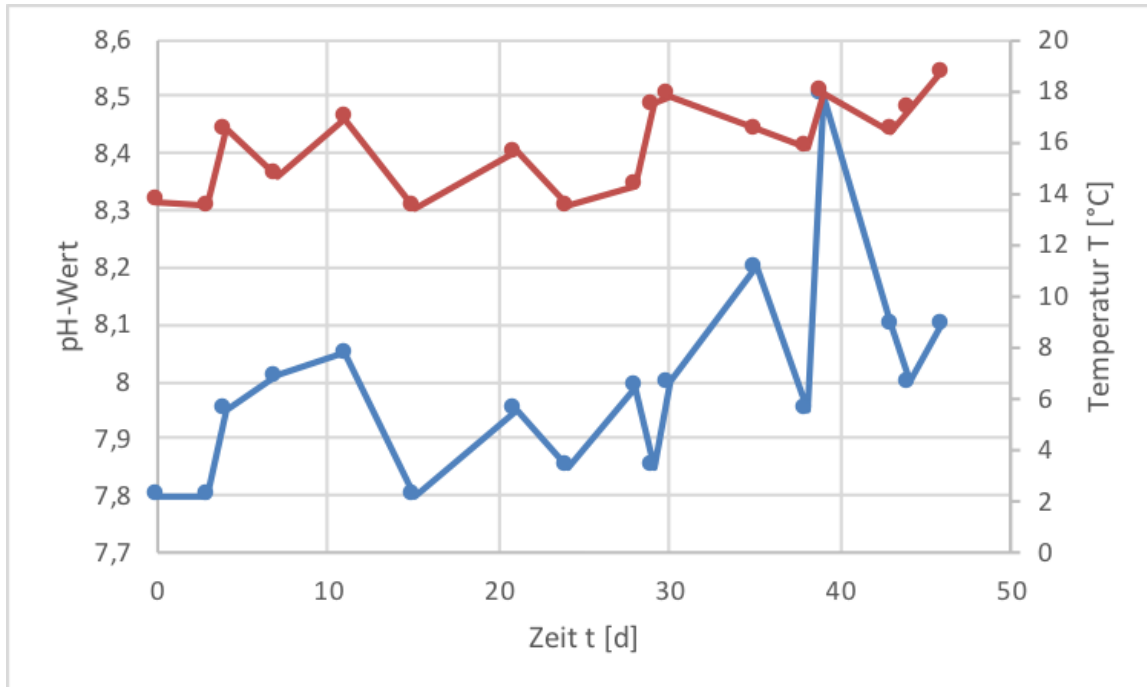


Abbildung 19: Zeitlicher Verlauf des pH-Wertes (blau) und der Temperatur (rot) über den Versuchszeitraum in Büsnau.

Versuchsstandort Ouagadougou:

In *Abbildung 20* ist die Temperatur und der pH-Wert während des Versuchszeitraumes von 359 Tagen in Ouagadougou dargestellt. Die dargestellten Werte sind ebenfalls die Mittelwerte der beiden Reaktoren. Der pH-Wert liegt im Mittel unter dem pH-Wert in Bünsau, d.h. die Voraussetzungen für die Phosphorelimination waren in Ouagadougou nicht immer im optimalen Bereich. Außerdem ist gut zu erkennen, dass die Temperaturen in den Reaktoren in Ouagadougou deutlich höher sind. Im Mittel betrug die Temperatur in der Anlage 29,2 °C.

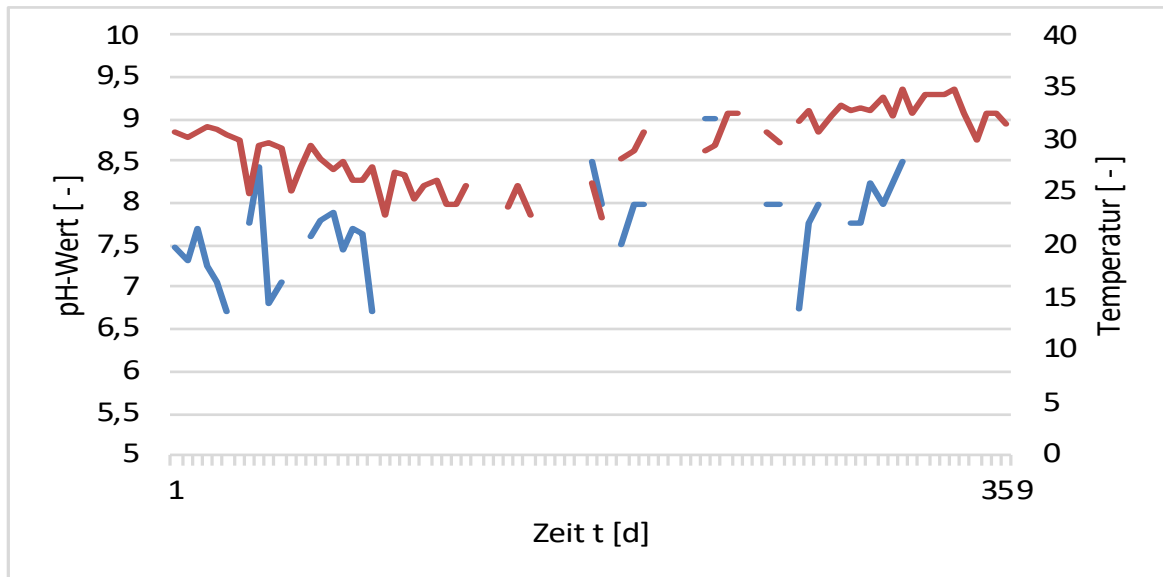


Abbildung 20: Zeitlicher Verlauf des pH-Wertes (blau) und der Temperatur (rot) über den Versuchszeitraum in Ouagadougou.

4.5 CSB, SAK 254 und SAK 436

Versuchsstandort Bünsau:

Der CSB Wert wurde wie auch der SAK 436 nm während des Hauptversuchs mehrmals pro Woche ermittelt (vgl. Anhang Tabelle A 6). In *Abbildung 21* ist der zeitliche Verlauf der CSB-Konzentration (blau) und dem SAK 436nm (rot) über den Versuchszeitraum dargestellt. Die Messungen des SAK 254 nm ergaben keine eindeutigen verwertbaren Messergebnisse, weshalb diese im weiteren Verlauf nicht graphisch dargestellt sind.

Der CSB Wert wurde nur während des Hauptversuchs gemessen, da die Ablaufwerte während der Startphase zu stark variierten und somit keine Aussagekraft über die eigentliche Reinigungsleistung der Anlage haben. Deshalb wurden die chemischen Parameter einerseits mit den Grenzwerten und andererseits mit den Reinigungsleistungen anderer Kleinkläranlagen verglichen.

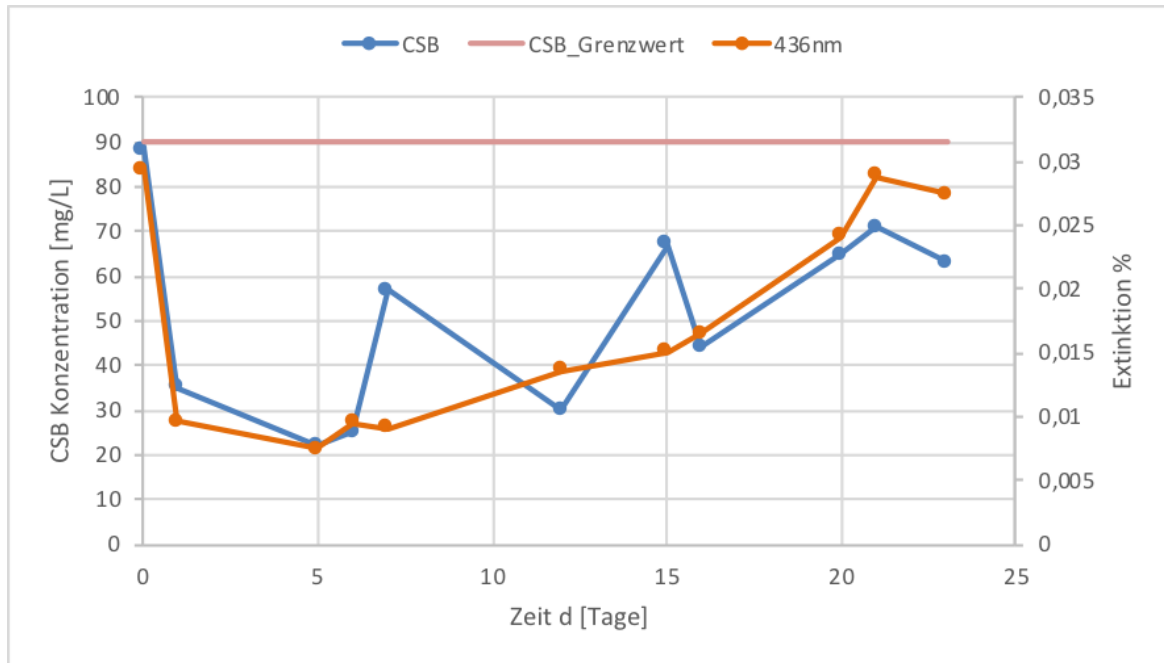


Abbildung 21: Zeitlicher Verlauf der CSB-Konzentration (blau) und dem SAK 436 nm (grün) über den Versuchszeitraum; In orange ist der CSB-Grenzwert für die Reinigungsstufe N+P für Kläranlagen mit aufgenommen; CSB-Messung: WTW C3/25 mit WTW S12, SAK 436 nm

Der CSB-Grenzwert für die Reinigungsstufe N, in *Abbildung 21* braun dargestellt, wurde zu keinem Zeitpunkt überschritten. Der prozentuale Abbau von CSB während des Hauptversuchszeitraums ist in *Abbildung 22* dargestellt. Der Abbau betrug zu jedem Zeitpunkt mehr als 90 %.

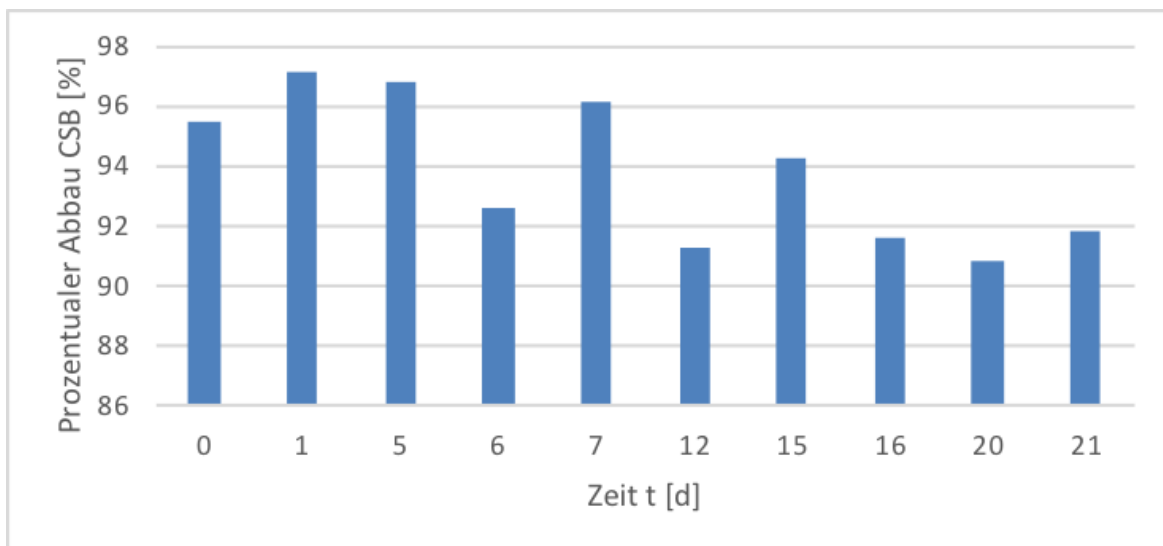


Abbildung 22: Zeitlicher Verlauf des prozentualen Abbaus von CSB über den Hauptversuchszeitraum in Büsnau.

Versuchsstandort Ouagadougou:

Der CSB-Wert sowohl im Zulauf als auch im Ablauf wurde über den Versuchszeitraum mehrmals gemessen. Im Folgenden sind die Ablaufwerte der Anlage in Ouagadougou abgebildet. Wie auch bei der Anlage in Büsnau ist der Grenzwert für CSB für die Reinigungsklasse N+P eingezeichnet. In *Abbildung 23* ist zu sehen, dass die Anlage über den Versuchszeitraum die Grenzwerte, abgesehen von einigen Ausreißern, die deutschen Grenzwerte für die Reinigungsklasse N+P einhält. Der grau hinterlegte Bereich zeigt den Zeitraum an, in dem Pflanzenkohle im Reaktor eingebracht wurde. Die genauen Mengen konnten nicht bestimmt werden, da oft Schlamm für Pflanzentests entnommen wurde, ohne den genauen TS-Wert zu bestimmen.

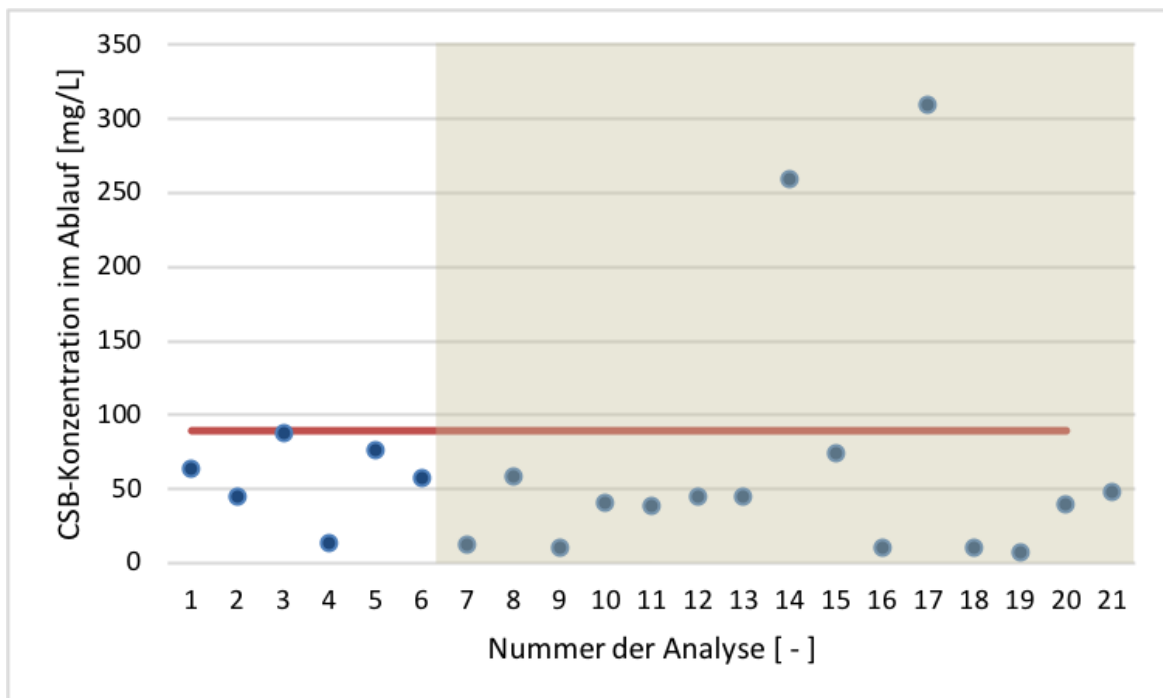


Abbildung 23: CSB-Werte im Ablauf über den Versuchszeitraum in Ouagadougou.

In *Abbildung 24* ist der prozentuale CSB-Abbau in Ouagadougou über den Versuchszeitraum dargestellt. Der Zeitraum, in welchem Pflanzenkohle im System vorhanden war, ist ebenfalls grau unterlegt.

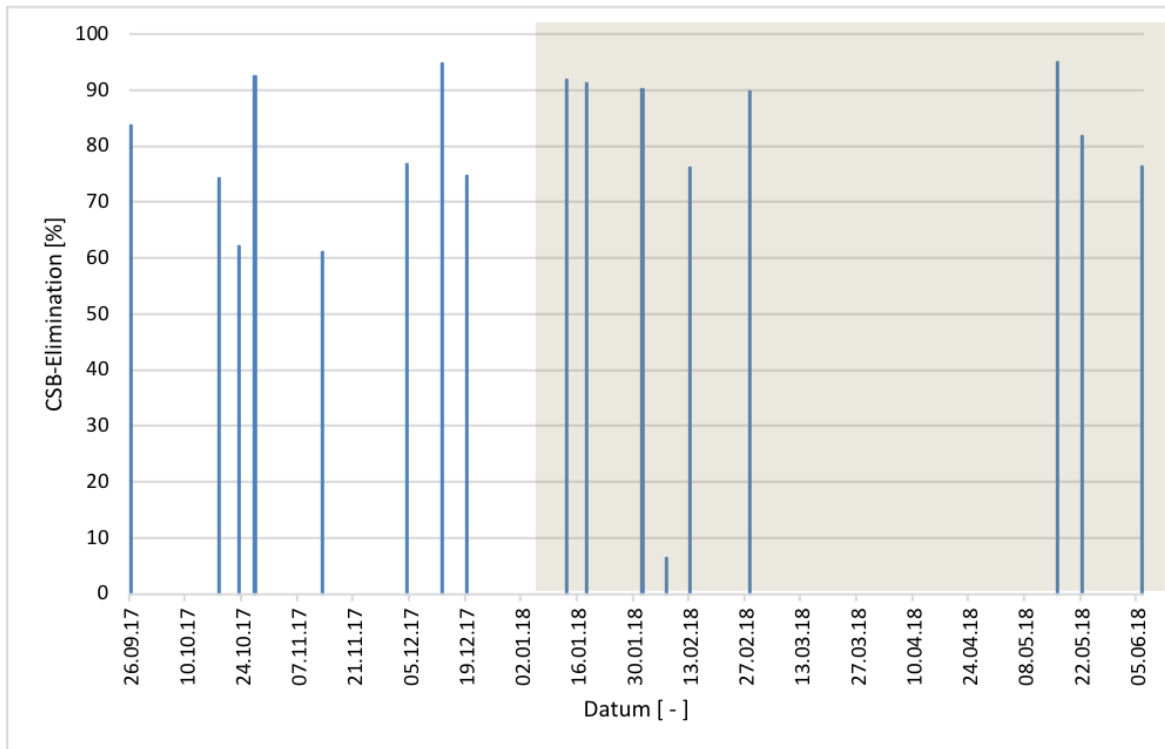


Abbildung 24: Zeitlicher Verlauf des prozentualen Abbaus von CSB über den Hauptversuchszeitraum in Ouagadougou.

Da die Qualität des zulaufenden Abwassers über den Versuch stark geschwankt hat, sind in *Abbildung 25* zusätzlich die Zulauf- und Ablaufwerte bezüglich des CSBs abgebildet. Der durchschnittliche Ablaufwert lag bei 67 mg CSB/L.

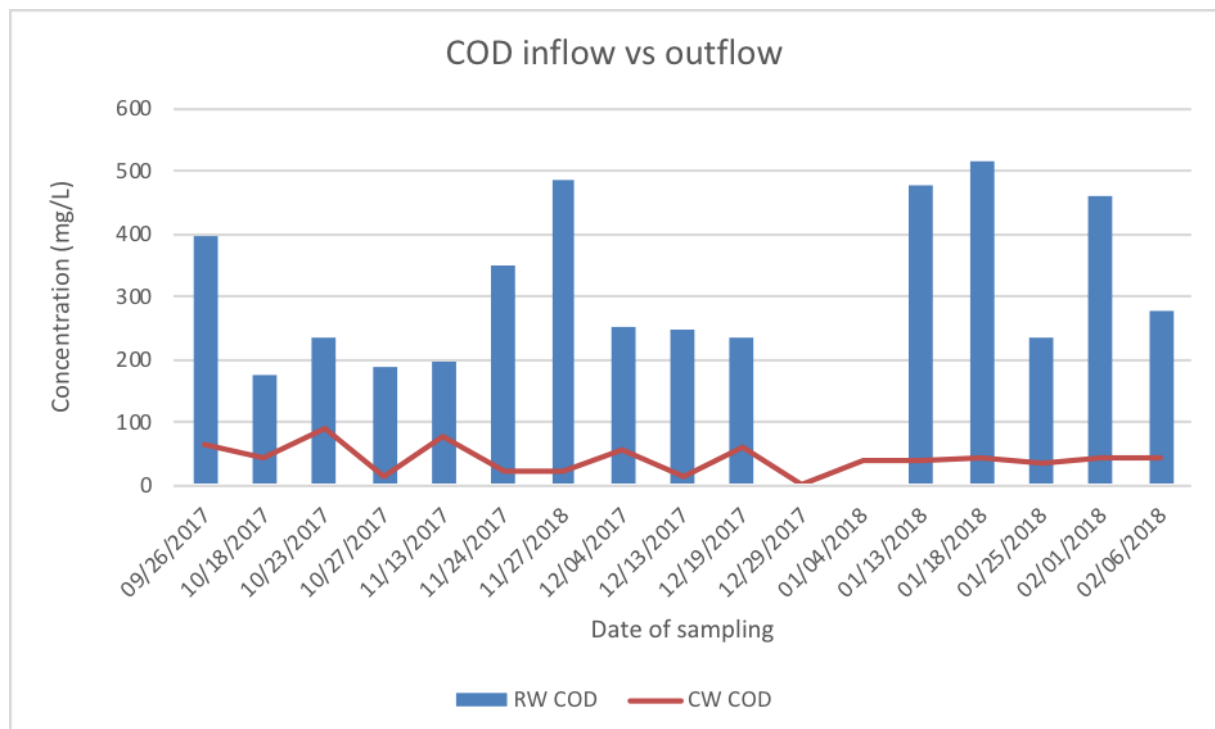


Abbildung 25: CSB – Zulauf- und Ablaufwerte in Ouagadougou

4.6 Nitrifikation

Standort BÜsnau:

In *Abbildung 26* ist der zeitliche Verlauf der NH_4 -Konzentration über den Versuchszeitraum dargestellt. Der Grenzwert für NH_4 ist in orange dargestellt. Der Grenzwert für Ammonium wurde während der gesamten Versuchsdauer überschritten.

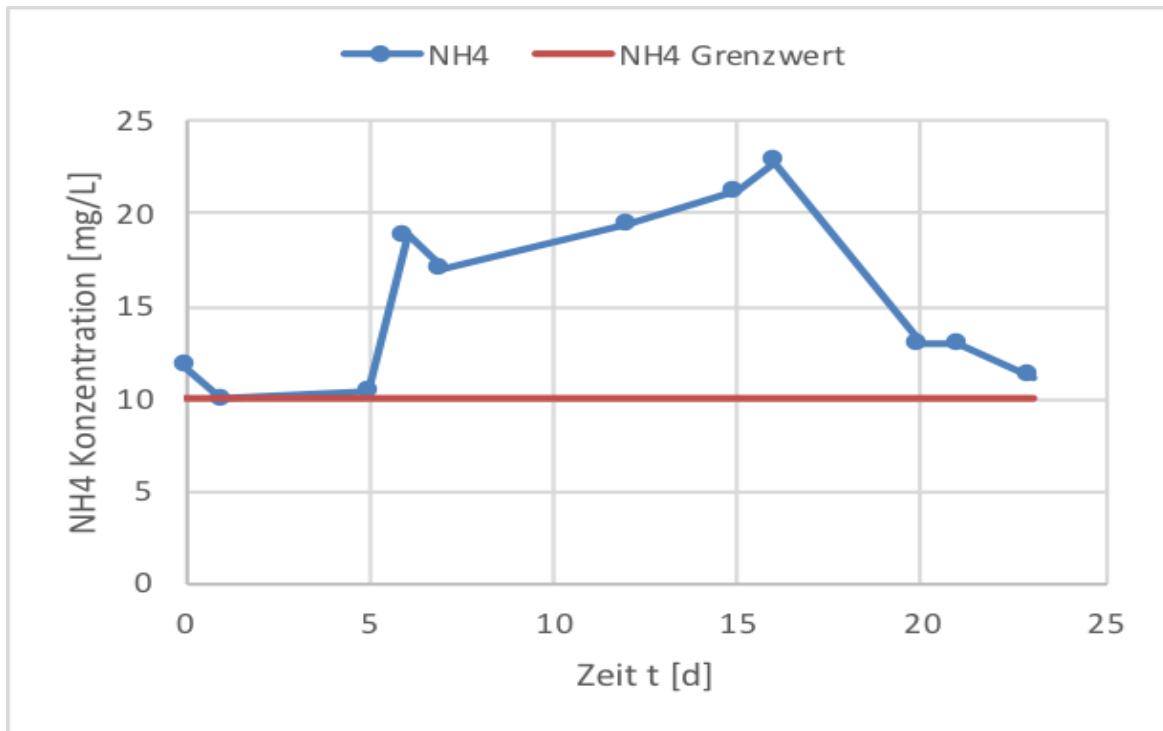


Abbildung 26: Zeitlicher Verlauf der NH_4 -Konzentration (blau) über den Versuchszeitraum; In orange ist der N_{amorg} -Grenzwert für die Reinigungsklasse N für Kläranlagen mit aufgenommenen Messung: WTW A6/25 mit WTW S12

Die BioTopp-Anlage wurde mit Belebtschlamm der kommunalen Kläranlage BÜsnau befüllt, welcher bereits Nitrifikanten enthielt. Das Abfallen nach einem relativ guten Anfangswert deutet auf eine Adaptionsschwierigkeit der Biomasse hin. Dies verbesserte sich zwar gegen Ende des Versuches wieder, reichte aber nicht für eine Unterschreitung des Grenzwertes. Anhand der Analysedaten hätte die Belüftungszeit in BB2 erhöht werden müssen.

Standort Ouagadougou:

Die Nitrifikation war über den gesamten Versuchszeitraum nicht im geforderten Maße aktiv. Der Grund hierfür war das geringe Schlammalter des Belebtschlammes. Durch die sparsame Belüftung der beiden Belebungsbecken konnte die Population der nitrifizierenden Mikroorganismen nicht vollständig ausgebildet werden. Erst nach Versuchstag 20 zeigte sich eine deutlich höhere Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen (vgl. Abb. 32), was durch die Erhöhung der Belüftung am Versuchstag 14 des Hauptversuchs zu erklären ist.

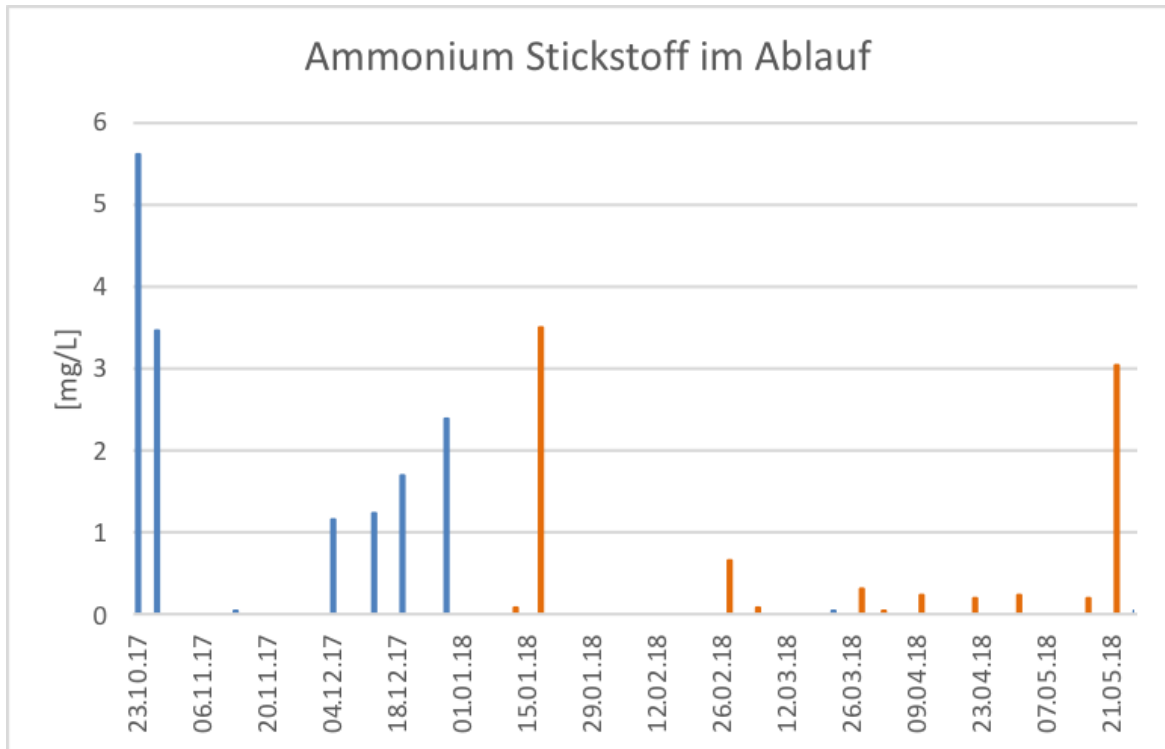


Abbildung 27: Ammonium-Stickstoff im Ablauf

In *Abbildung 27* sind die Ammonium-Stickstoff-Werte im Ablauf dargestellt. Die roten Werte zeigen an, dass Pflanzenkohle im System ist. Es ist deutlich zu erkennen, dass die Pflanzenkohle nach einiger Zeit einen positiven Einfluss auf den Abbau des Ammoniaks hat.

4.7 Denitrifikation

Standort Büsnau:

Die Stickstoffparameter wurden während des Hauptversuchs mehrmals pro Woche ermittelt. In *Abbildung 28* ist der zeitliche Verlauf der N_{anorg} - Konzentration über den Versuchszeitraum dargestellt. Der N_{anorg} - Grenzwert für die Reinigungsklasse N wurde zu keinem Zeitpunkt überschritten.

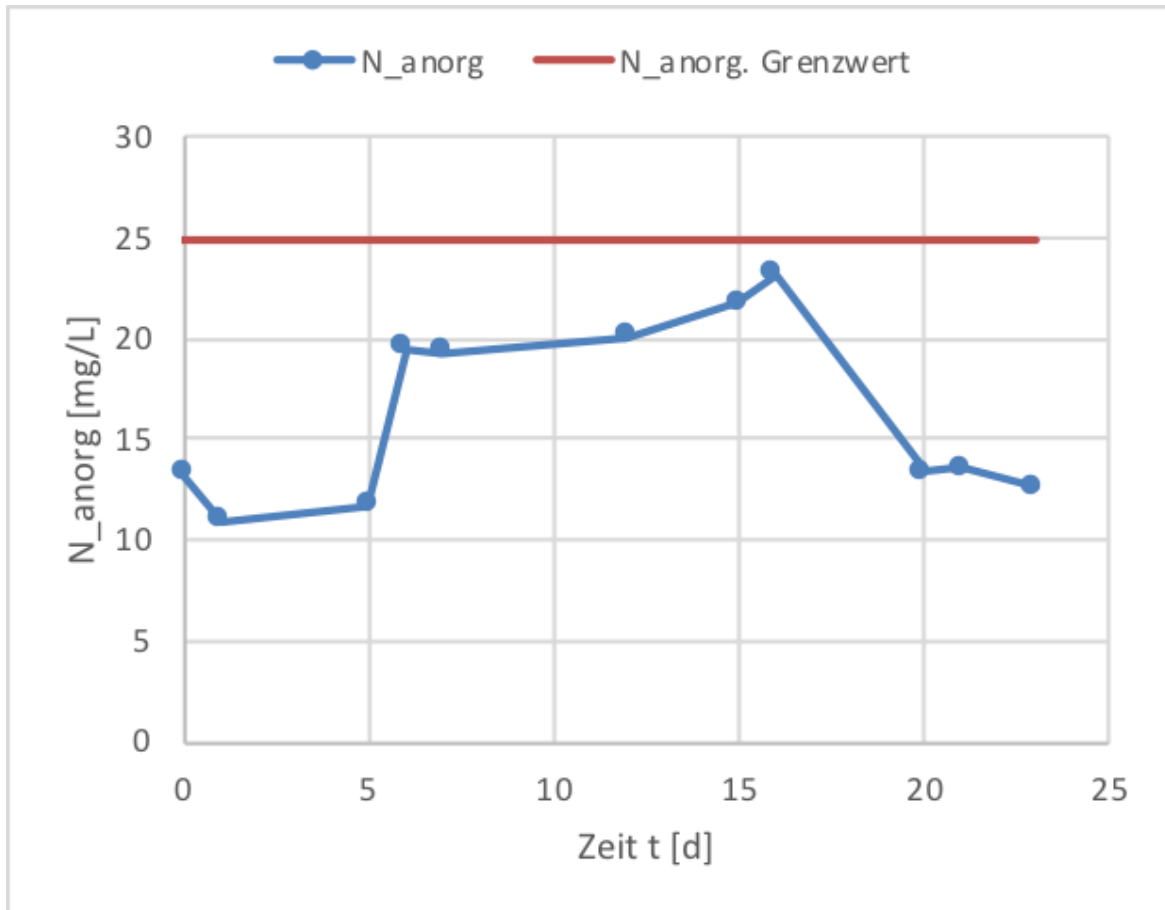


Abbildung 28: Zeitlicher Verlauf der N_{anorg} -Konzentration (blau) über den Versuchszeitraum In orange ist der N_{anorg} -Grenzwert für die Reinigungsklasse N für Kläranlagen mit aufgenommen

In Abbildung 29 ist der zeitliche Verlauf der NO_3 -Konzentration und die NO_2 -Konzentration über den Versuchszeitraum dargestellt.

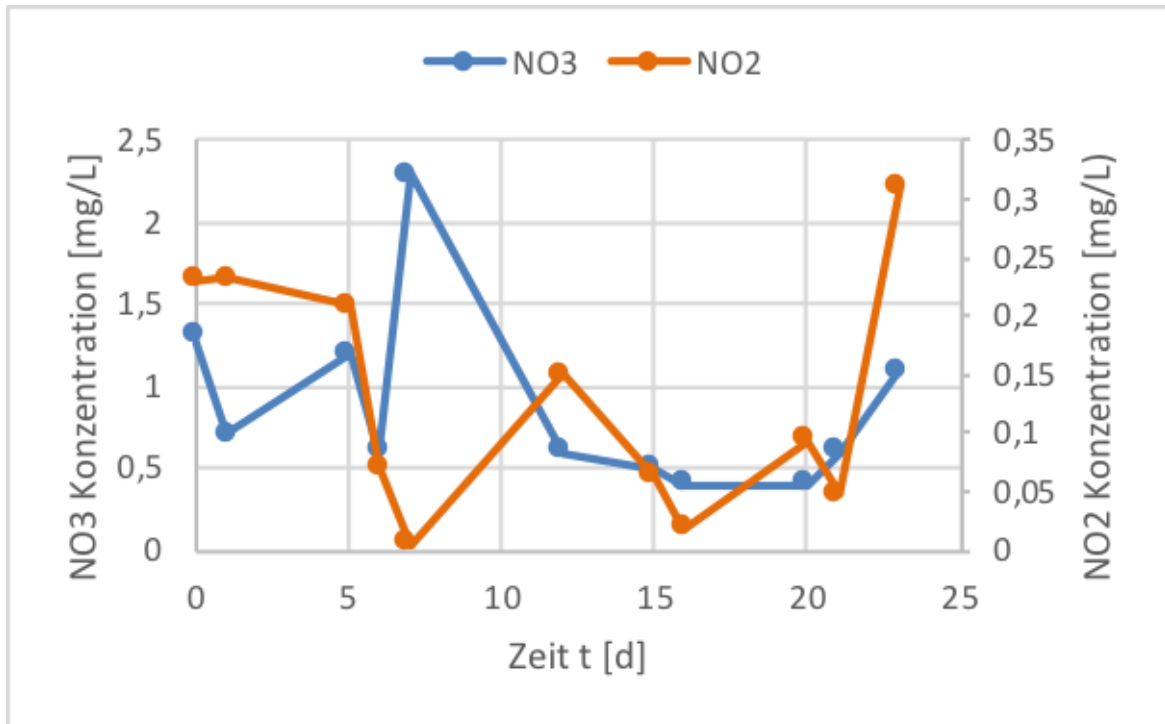


Abbildung 29: Zeitlicher Verlauf der NO₃-Konzentration und der NO₂-Konzentration über den Versuchszeitraum; Messung: WTW N2/25, N5/25 mit WTW S12

In *Abbildung 30* ist der prozentuelle Abbau von N_{anorg} während des Hauptversuchszeitraums dargestellt. Die Eliminierungsrate betrug zu jedem Zeitpunkt mehr als 50 %, außer an Versuchstag 15 des Hauptversuchs.

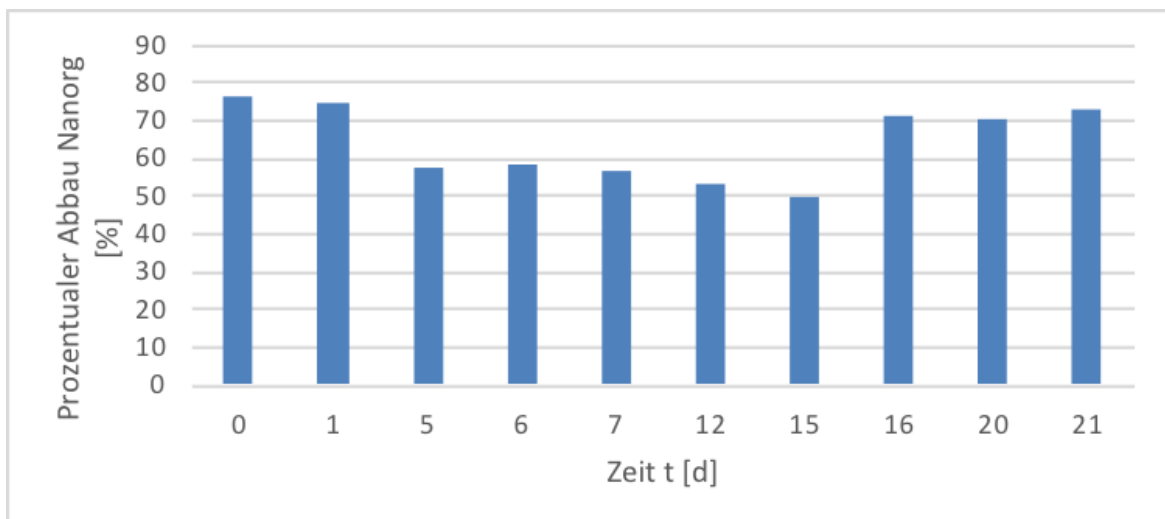


Abbildung 30: Prozentualer Abbau von N_{anorg} über den Hauptversuchszeitraum

Bei den anorganischen Stickstoffparametern konnte nachgewiesen werden, dass die Denitrifikation und die Umwandlung von Nitrit in Nitrat sehr effektiv waren. Das eingeleitete und das bei der Nitrifikation entstehende Nitrat wurden durch die Denitrifikation im BB1 auf einen sehr geringen Wert abgebaut. Der Grenzwert für Gesamtstickstoff für Kläranlagen mit

bis zu 6000 EWG von 18 mg/l wurde zu jedem Zeitpunkt eingehalten (Bundesministerium für Justiz und Verbraucherschutz 29.03.2017).

Durch den Versuch konnte dadurch klar gezeigt werden, dass der Einsatz der Pflanzenkohle die Denitrifikation unterstützt und dadurch der Abbau begünstigt wurde. Dies ist durch die erhöhte Aktivität der Mikroorganismen zu erklären (Felgener und Ritter, 1989). Wie in *Abbildung 29* dargestellt, lag die Nitratkonzentration des Ablaufes während des Hauptversuchs im Durchschnitt bei 0,84 mg/l. Die Reinigungsleistung liegt hier bei rechnerisch nur bei 43 %, jedoch entsteht in einer Kläranlage durch die Nitrifikation eine große Menge an NO_3 . Dieses gebildete NO_3 muss zusätzlich abgebaut werden (Janke, 2008). Dadurch ist auch der hohe Grenzwert für den Ablauf zu erklären. Vergleichbare Kleinkläranlagen erfüllen diesen Grenzwert kaum, da die Denitrifikation in diesen Systemen nicht etabliert wurde. Einzig die Nitrifikation kann auch in vergleichbaren Kleinkläranlagen zuverlässig erreicht werden.

Standort Ouagadougou:

Abbildung 31 zeigt, dass die anorganischen Stickstoffwerte im Ablauf abgesehen von einem Ausreißer nach oben unter 25 mg/l liegen.

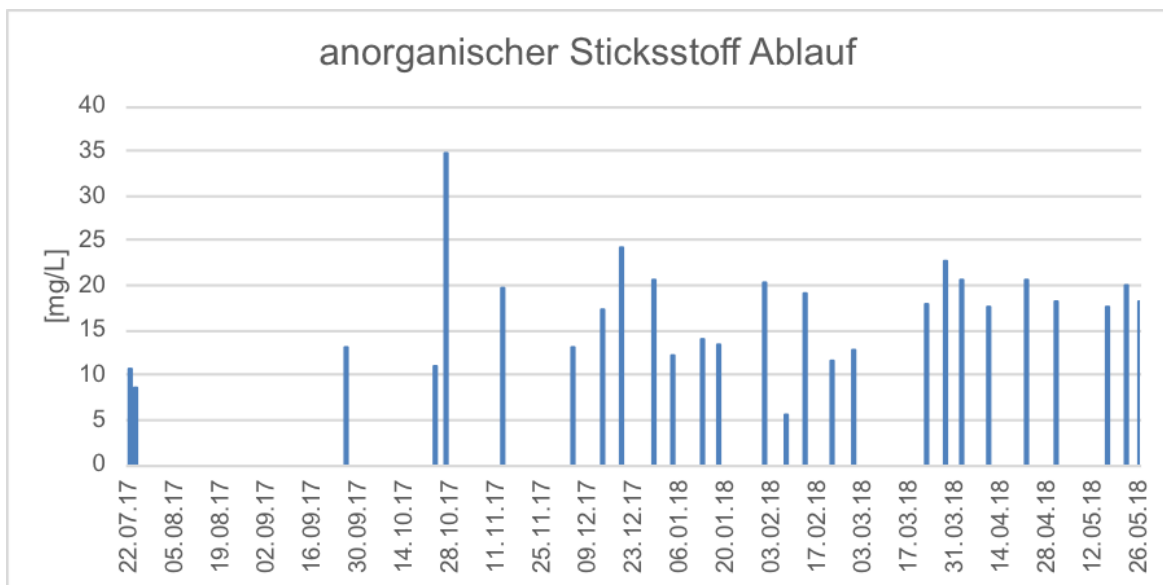


Abbildung 31: Anorganischer Stickstoff im Ablauf der Anlage über den Versuchszeitraum.

Der prozentuale Stickstoffabbau ist in *Abbildung 32* dargestellt. Durch die unvorhergesehenen Engpässe an Reagenzien vor Ort, konnten nur unregelmäßig Proben analysiert werden. Dadurch ist der Einfluss der zugeführten Biokohle auf die Nitrifikation und die Denitrifikation schwer abzuschätzen.

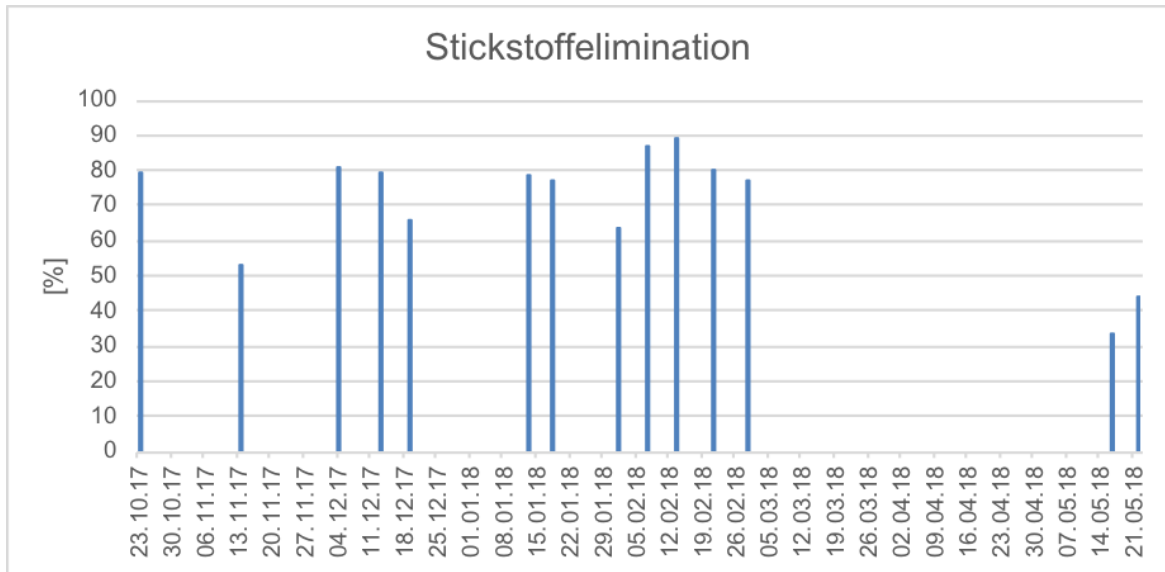


Abbildung 32: Prozentualer Stickstoffabbau in der Anlage

4.8 Phosphatelimination

Standort Büsnau:

Die Phosphatkonzentration wurde während des Hauptversuchs mehrmals pro Woche ermittelt. In *Abbildung 33* ist der zeitliche Verlauf der PO_4 -Konzentration über den Versuchszeitraum dargestellt. Der PO_4 -Grenzwert für die Reinigungsklasse +P wurde zu keinem Zeitpunkt überschritten.

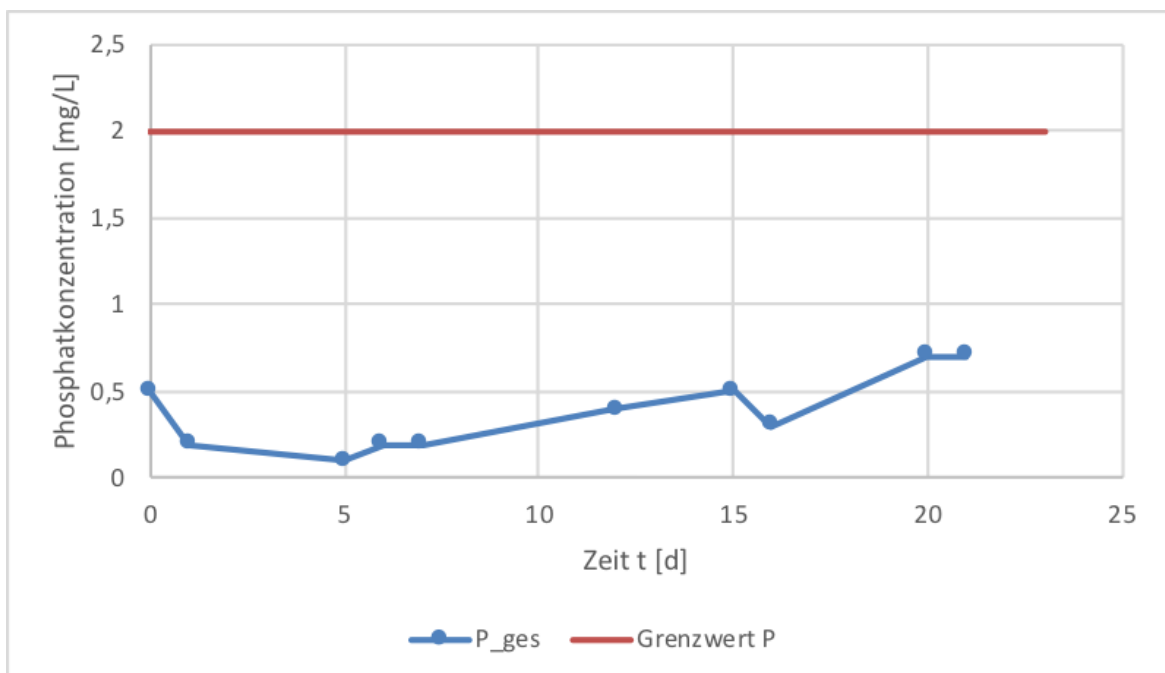


Abbildung 33: Zeitlicher Verlauf der PO_4 -Konzentration (blau) über den Versuchszeitraum; In orange ist der Nanorg-Grenzwert für die Reinigungsklasse +P für Kläranlagen mit aufgenommen Messung: WTW P6/25 mit WTW S12

In *Abbildung 34* ist der prozentuale Abbau von PO_4 während des Hauptversuchszeitraums dargestellt. Die Eliminierungsrate betrug zu jedem Zeitpunkt mehr als 90 Prozent.

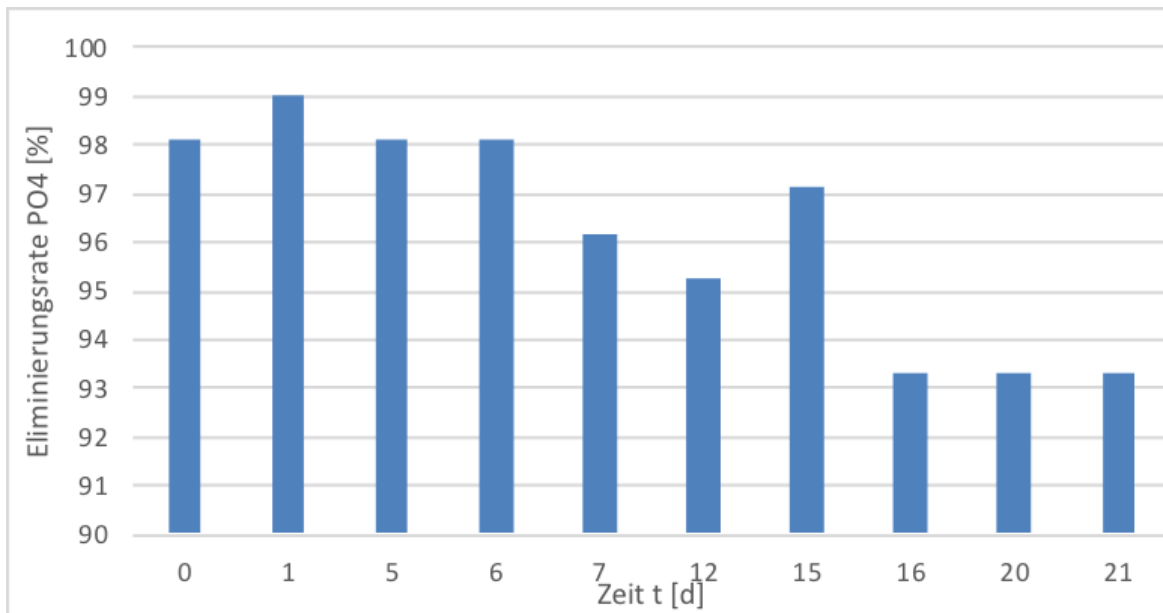


Abbildung 34: Prozentualer Phosphorabbau über den gesamten Versuchszeitraum.

Die Zugabe von Pflanzenkohle unterstützt zusätzlich zur Denitrifikation auch die Phosphateliminierung im Abwasser. Die Ergebnisse zeigten deutlich, dass die vermehrte biologische Phosphateliminierung und die Adsorption von Phosphat durch die Kohle sehr effektiv waren.

Vergleiche mit der herkömmlichen BioTopp-Anlage zeigten deutlich, dass der durchschnittliche Ablaufwert für PO_4 um 1,6 mg/l unterschritten wurde (vgl. Tabelle 12/13). Auch im Vergleich zu anderen Systemen wurde mit den durchgeführten Versuchen eine außergewöhnlich hohe Reinigungsleistung erzielt. In kommunalen Kläranlagen kann der Grenzwert für Phosphat in der Regel nur durch chemische Fällung eingehalten werden. Dabei werden Salze wie Eisen(III)Chlorid eingesetzt (Janke, 2008). Wie in *Abbildung 33* deutlich zu erkennen ist, lagen die Phosphatkonzentrationen immer weit unter dem Grenzwert. Dies ist ebenfalls auf die hohe Aktivität der Mikroorganismen zurück zu führen. Die hohe Aktivität der Mikroorganismen begünstigt vermutlich sowohl die biologische Phosphateliminierung als auch die Denitrifikation effektiv (Felgener und Ritter, 1989).

Der prozentuale Abbau des Phosphats verdeutlicht dies. Dabei wurde ein durchschnittlicher prozentualer Abbau von 96,2 % erreicht. Im Vergleich dazu erreichen herkömmliche SBR-Verfahren ohne chemische Fällung durchschnittlich ein prozentualer Abbau von maximal 70 %, bei Sonderbauformen mit zusätzlicher C-Dosierung 95 %. Naturnahe Verfahren wie Pflanzenkläranlagen, auch Pflanzenfilter genannt, zeigen kaum Potential zur Phosphatreduktion. Der durchschnittliche Abbau liegt hier bei ca. 10 % (vgl. Tabelle 11). Der Verzicht von Fällungsmitteln bei den Versuchen, zeigt, dass die rein biologische und adsorptive Reinigung des Abwassers ohne Einsatz von chemischen Fällungsmitteln möglich ist. Die Phosphatelimination interagiert stark mit der Denitrifikation, deshalb zeigt der Versuch ebenso,

dass die hohe Aktivität der Denitrifikation ein wesentlicher Aspekt bei der Phosphateliminierung war. Nur bei vollständiger Entfernung von NO_2 und NO_3 ist die Bio-P-Eliminierung effektiv (Goldberg, 2016).

Zudem war auch die Anpassung der Belüftung notwendig. Das kurze Intervall der Belüftung förderte die Aufnahme von Phosphat, da Sauerstoff im BB1 nur für kurze Zeit eingebracht wurde. Dies förderte die biologische Phosphateliminierung stark, da die Mikroorganismen in dieser Phase einen klaren Wachstumsvorteil gegenüber anderen aeroben Mikroorganismen hatten. Durch die geringe Sauerstoffzufuhr wurde außerdem auch die Ausbildung der Denitrifikation unterstützt. (Universität Rostock, 2016).

Standort Ouagadougou:

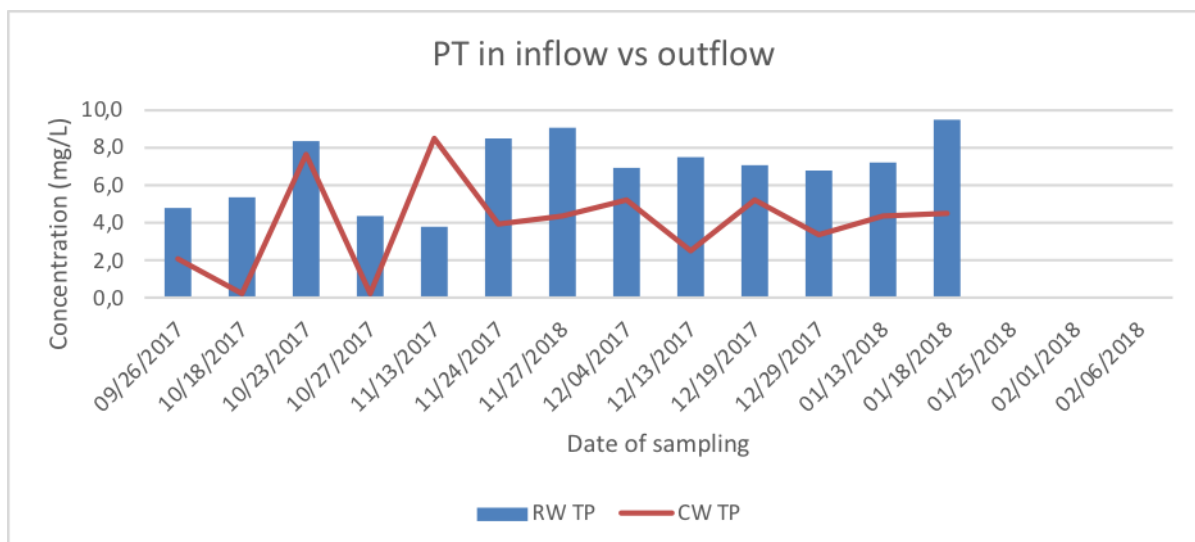


Abbildung 35: P_{ges} – Zulauf- und Ablaufwerte

In *Abbildung 35* ist gut zu erkennen, dass der Gesamtphosphor – Gehalt im Zulauf stark variiert. Der Gesamtphosphor im Ablauf variiert ebenfalls und weist einen allgemeinen Durchschnittswert von 4.32 ± 1.58 mg/l auf. Die biologische Phosphoreliminierung wurde nicht erreicht, was eindeutig auf den Kohlenstoffmangel im Rohabwasser zurückzuführen ist. Der Anteil an leicht abbaubaren gelösten Stoffen, vor allem organische Säuren, hat Einfluss auf die Phosphatrücklösung. Somit ist die Abwasserzusammensetzung maßgeblich für die Phosphor-Entfernung (Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt Thüringen, 2009).

Vom Datum der letzten Schlammzugabe (11.01.2017) bis zum letzten Analysedatum vor der Biokohlezugabe (01.04.2018) lag der P_{ges} -Mittelwert bei $4,71 \pm 1,33$ mg/l im Ablauf. Dies entspricht einem Wirkungsgrad von 33,75 %. Dieses Ergebnis ist niedriger als die beschriebenen Wirkungsgrade 98 %, 87 % und 84 % der P-Eliminierung von Hao et al., (1996); Debik und Manay, (2010) und Keller et al., (2001), welche bei der Erforschung von SBR und häuslichem Abwasser mit unterschiedlichen Eigenschaften gemessen wurden.

Vom Datum der Biokohlezugabe bis zur Fertigstellung dieser Arbeit lag der P_{ges} – Mittelwert bei $4,45 \pm 0,05 \text{ mg/l}$, was einem Wirkungsgrad von $45,7 \%$ entspricht. Der Einfluss der Biokohle auf die Phosphorelimination ist somit zwar vorhanden, aber sehr gering. Aber nur ergänzende Tests können bestätigen, ob dieses Ergebnis effektiv auf die Adsorption der Biokohle zurückzuführen ist.

4.9 Schlammindex und -volumen und Trockensubstanz

Standort Büsnau:

Der ISV, das Schlammvolumen und der TS-Gehalt wurden während des gesamten Versuchs einmal pro Woche ermittelt (vgl. Anhang Tabelle A 7 und Tabelle A 8). In *Abbildung 36* ist der zeitliche Verlauf des ISV der Belebung 1 (blau) und der Belebung 2 (rot), sowie die Konzentration der Pflanzenkohle über den gesamten Versuchszeitraum dargestellt.

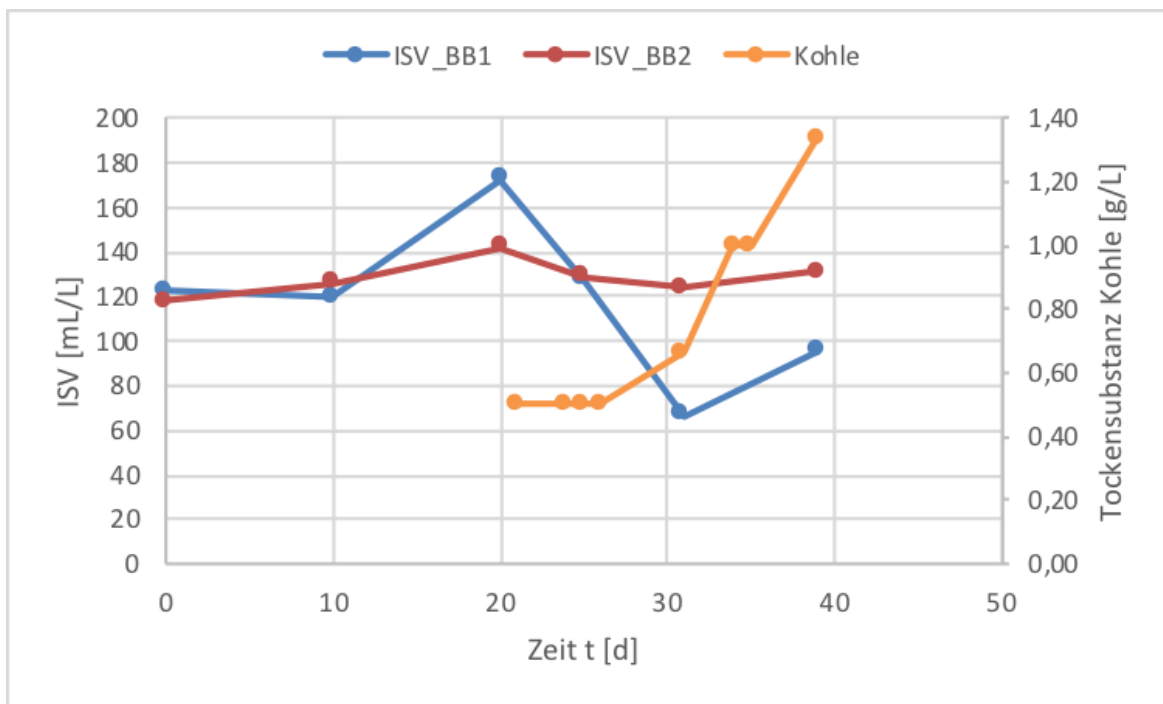


Abbildung 36: Zeitlicher Verlauf des ISV der Belebung 1 (blau), der Belebung 2 (rot), und Konzentration der Pflanzenkohle während des gesamten Versuchszeitraum; die Pflanzenkohle wurde nach dem Versuchstag 20 eingebracht; SV-Bestimmung nach DIN 14702-1

Die Pflanzenkohle wurde nach dem Versuchstag 20 eingebracht. Der zeitliche Verlauf der Pflanzenkohlekonzentration und der TS-Gehalt der beiden Belebungsbecken sind in *Abbildung 37* dargestellt.

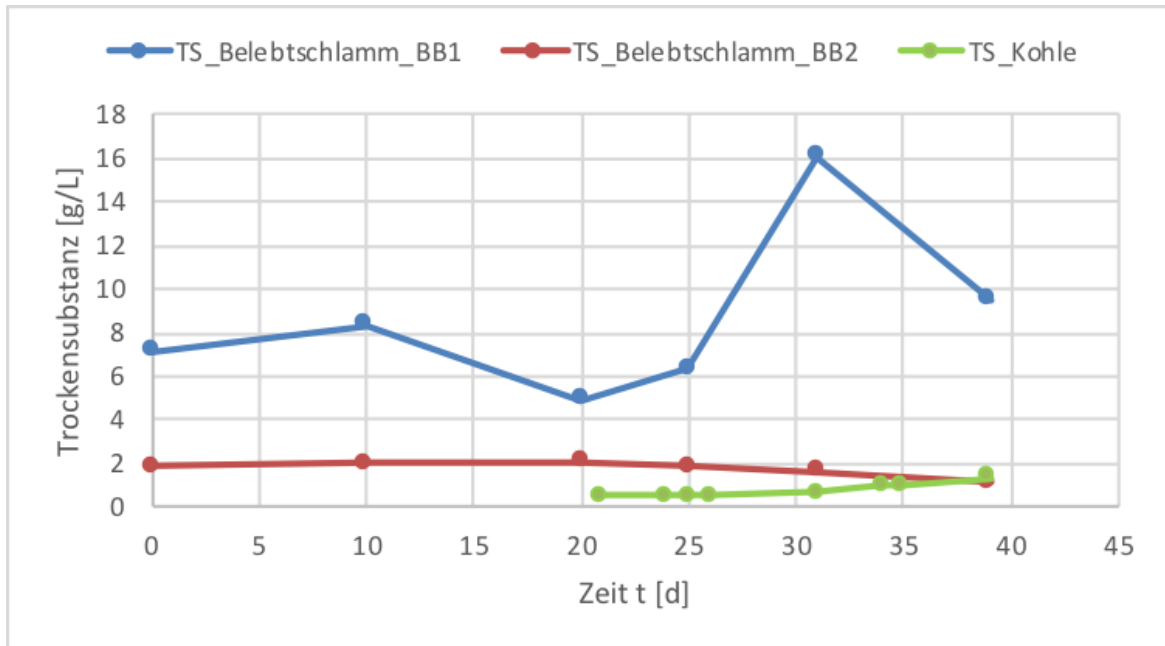


Abbildung 37: Zeitlicher Verlauf der Pflanzenkohlekonzentration (grün) sowie der TS-Gehalt der BB1 (blau) und der BB2 (orange) während des gesamten Versuchszeitraums

Die Einbringung der Pflanzenkohle in die Versuchskläranlage führte dazu, dass sich die Schlammeigenschaften deutlich verbesserten. Das Abwasser hatte aufgrund eines nicht funktionsfähigen Fettabscheiders des Hotels im Zulauf einen überdurchschnittlich hohen Fettgehalt. Der ISV, der durch den hohen Anteil an zufließendem Fett vor Beginn des Hauptversuchs kontinuierlich anstieg, wurde durch die Pflanzenkohle auf ein akzeptables Maß gesenkt (vgl. *Abbildung 36*). Dabei zeigte sich dieser Effekt am deutlichsten am ISV des BB 1. Hier wurde die Kohle eingebracht. Dadurch sank der ISV bis auf $ISV_{BB1} = 66,26$ ml/l.

Die Erhöhung des ISV kann auch über die Trockensubstanz nachvollzogen werden. Es war eine deutliche Erhöhung der TS im BB1 zu beobachten. Gegen Ende der Versuche befanden sich in der Anlage 1 g/L Pflanzenkohle. Abzüglich dieses Wertes war die Trockensubstanz im BB1 auf einem sehr hohen Niveau und betrug in Spitze 16,45 g/L. Somit kann man von einer Verbesserung der Schlammeigenschaften durch Pflanzenkohle ausgehen. Zudem war eine verbesserte Belebtschlammflockenbildung durch die Mikroorganismen zu erkennen. Daraus lässt sich schließen, dass sich Pflanzenkohle im Belebtschlamm-Wassergemisch ähnlich wie ein Fällungsmittel verhalten hat, jedoch ohne weitere anorganische Substanzen in das System einzubringen. Ein weiterer Effekt, der durch den hohen ISV entsteht, ist die bessere Entwässerbarkeit des Schlamms.

Standort Ouagadougou:

Schlammindex und -volumen und Trockensubstanz wurden an der Universität 2IE nicht ausgewertet, die Ergebnisse sind aber im Anhang X zu sehen. Da die TS-Bilanzierung an dem Standort leider lückenhaft ist, können keine Erkenntnisse gewonnen werden.

4.10 Bakteriologische Belastung

Am 26. Dezember 2017 wurde eine Einzelprobe entnommen und zur Untersuchung des mikrobiellen Gehalts zu einem externen Labor gebracht. Die Ergebnisse sind in *Tabelle 5* zu sehen.

Tabelle 5: Ergebnisse der mikrobiologischen Abwasseruntersuchung

Bakterienkolonie		Ergebnisse
Total coliforms	[1/100 ml]	2400
E. Coli	[1/100 ml]	1008
Faecal streptococci	[1/100 ml]	576

Für E.Coli wurde der Grenzwert für Kategorie A (E.Coli<1000/100ml: Bewässerung von Kulturen, die wahrscheinlich ungekocht verzehrt werden, Sportplätze, öffentliche Parks, etc.) knapp überschritten (DIN 19650). Die vorliegende Einzelmessung ist statistisch nicht verwertbar und Helminthen (Wurmeier) wurden nicht untersucht. In der Regel wird die mikrobielle Belastung des Abwassers durch die aerobe Behandlung um 2-3 log reduziert. Das Ergebnis zeigt, dass eine zusätzliche Behandlung notwendig ist, um Belastung ausreichend zu reduzieren (WHO, 1989).

Das vorliegende Ergebnis lässt aber den Rückschluss zu, dass mittels einer weiteren Aufbereitung, z.B. einer einfachen Sandfiltration, die bakteriologische Kontamination ausreichend gesenkt werden könnte, um Bewässerungswasserqualität der Kategorie A zu erreichen. Eine Filtration könnte einen Rückhalt von Wurmeiern gewähren und die bakteriologische Belastung weiter absenken. Eine UV-Desinfektion kann dann effizient eingesetzt werden, um die Restkontamination zu deaktivieren und den Anforderungen an die Qualität zur Bewässerung von Freiland- und Gewächshauspflanzen zum Rohverzehr zu entsprechen (DIN 19650).

4.11 Untersuchungen mit Überschussschlamm

4.11.1 Toxizität für Saatgut

Das Ergebnis des Keimungsindex liefert nur Ergebnisse mit Tomatensaatgut. Tatsächlich keimte auch der Kontrolltest von Kohl- und Salatkernen nicht. Daraus lässt sich ableiten, dass das verwendete Saatgut von schlechter Qualität war.

Tests, welche Tomaten folgende Ergebnisse liefern:

Schlammprobe

$$GI = \frac{Gm}{Gc} \times \frac{Lm}{Lc} = 0.46$$

Schlamm + 2 g Biokohle

$$GI = \frac{Gm}{Gc} \times \frac{Lm}{Lc} = 0.39$$

Schlamm + 5 g Biokohle

$$GI = \frac{Gm}{Gc} \times \frac{Lm}{Lc} = 1.08$$

Das Ergebnis zeigt, dass die gleiche Anzahl von Saatgut in der Kontrolle und in der Probe mit Biokohle keimt. Der beste GI wird mit der Probe gefunden, die 5g Biokohle enthält. Das bedeutet, dass die Anwesenheit von Biokohle im Schlamm die Samenkeimung nicht negativ beeinträchtigt, sondern erhöht.

Vergleichbare Tests mit Biokohle und Schlamm sind in der Literatur nicht zu finden. Allerdings untersuchten Głodowska et al., (2016) die Keimung mit Zugabe von Pflanzenkohle und erreichten 2- bis 10-mal bessere Ergebnisse als die im Rahmen dieses Projektes untersuchte Kontrollkeimung.

4.11.2 Pflanztests

Die Dauer unseres Experiments reichte nicht aus, um vollständige Ergebnisse von der Vorbereitung des Standorts über die Ernte bis hin zum nach der Ernte zu erhalten. Die vorgestellten Ergebnisse bestehen aus Informationen über die Töpfe und die Entwicklung der erfassten Kultur. Unser Bericht wird keine quantitativen und qualitativen Daten zur Produktion enthalten. Die Ergebnisse werden wie folgt dargestellt:

Tabelle 6: Ergebnisse der Pflanzentests in Ouagadougou.

	Blätter			
	03.04.2018	10.04.2018	17.04.2018	19.04.2018
Schlamm und Kohle:	2	6	9	12
Brunnenwasser:	-	-	8	10
NPK:	-	-	8	13
Ablaufwasser:	-	-	10	13
Schlamm und Kohle :	-	7	15	21
Brunnenwasser:	-	-	12	16
Brunnenwasser + NPK:	-	-	12	21



*Abbildung 38: Amaranth mit Ablaufwasser Nafasan bewässert→ Schnelles Wachstum.
Quelle BORO k Dieudonné (2018)*

Amaranth ist eine Pflanze, die sehr positiv auf Düngemittel reagiert, deshalb wurde Amaranth für die Tests ausgewählt.

Zu Beginn war die Entwicklung und das Wachstum aller Pflanzen identisch. Nach der Anwendung der verschiedenen Düngemittel (NPK und Schlammerde) wurde ein signifikanter Entwicklungsunterschied zwischen den Pflanzen in den Töpfen beobachtet. So ist zu erkennen, dass die Töpfe, die nur mit Ablaufabwasser bewässert werden und die Töpfe mit Schlammerde und Pflanzenkohle gut wachsen. Die Töpfe, bei denen NPK- Dünger oder lediglich Brunnenwasser eingesetzt wurde, wachsen im Vergleich deutlich schlechter.

Darüber hinaus war zu beobachten, dass die Töpfe, in die der Dünger eingebracht wurde, abgestorben sind, was durch die falsche Anwendung von NPK-Dünger oder durch die Verbrennung der Wurzeln aufgrund der Tatsache, dass die Töpfe klein sind, erklärt werden kann. Diese Erfahrung zeigt einmal mehr die negativen Auswirkungen von NPK-Dünger, insbesondere bei falscher Anwendung.

In den Töpfen 9-4-6 (Brunnenwasser) gibt es ein langsames Wachstum, das dadurch erklärt wird, dass diese Töpfe kein Düngeelement erhalten haben.

In den Töpfen 2-1-10 (Schlammerde und Kohle) gibt es ein durchschnittliches Wachstum, das möglicherweise dadurch erklärt wird, dass der Schlamm noch nicht vollständig mineralisiert ist.

In den Töpfen 7-11-5 (Ablaufwasser) gibt es ein gutes Wachstum.

In den Töpfen 8-3-12 (NPK-Dünger) gibt es ein durchschnittliches Wachstum.

Das Experiment soll auch im Wintersemester 2018/19 Institut 2ie weitergeführt werden. Die Versuche mit Amaranthpflanzen mit Applikation von Schlammerte plus Kohle sind noch nicht abgeschlossen, liefern aber bereits zufriedenstellende und interessante Ergebnisse. Die vorliegenden Ergebnisse erlauben die Schlussfolgerung, dass der Schlamm plus Kohle mindestens vergleichbare Ergebnisse wie NPK-Dünger verzeichnet, jedoch hinsichtlich der Entwicklung der Bodengesundheit vorzuziehen ist, weil zu erwarten ist, dass durch den Pflanzenkohleeffekt die physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften des Bodens sich verbessern werden, während der Einsatz von NPK Dünger in Burkina Faso – nach dem Stand des Wissens- langfristig den Boden abbaut und das Grundwasser belastet. Darüber hinaus zeigt das Pflanzenwachstum bei Nutzung des Ablaufwassers als Bewässerungswasser einen Vorteil gegenüber der Bewässerung mit Brunnenwasser.

4.11.3 Schlammvererdung – bakteriologische Belastung

Um die Möglichkeit der Verwertung der Schlammerte zu untersuchen, wurden Schlammproben von verschiedenen Referenzanlagen in Deutschland im Hinblick auf die Keimreduktion untersucht. Die Auswertung der Tests sind in *Tabelle 7* dargestellt.

Tabelle 7: Auswertung der Agarteststreifen

Probennummer	Datum	Plate Count Agar 22.5	Chromocult® Coliform Agar 26.5	Indol Test
12297-1	12.2017	Positiv für Wachstum	5 Kolonien	Negativ: 1 Kolonie Positiv: 4 Kolonien
12297-2	05.2018	Positiv für Wachstum	167 Kolonien	Negativ: 7 Kolonien Positiv: 160 Kolonien
12298-1	04.2018	Positiv für Wachstum	7 Kolonien	Negativ: 5 Kolonien Positiv: 2 Kolonien
12298-2	05.2018	Positiv für Wachstum	245 Kolonien	Negativ: 4 Kolonien Positiv: 241 Kolonien

Bei Proband 12297 wurden nach 6 Monaten Vererdungsdauer 167 coliforme Kolonien, nach 11 Monaten noch 5 Kolonien gezählt. Dies entspricht einer Keimreduktion um 97% in 6

Monaten. Bei Proband 12297 wurden nach 6 Monaten Vererdungsdauer 245 coliforme Kolonien, nach 11 Monaten noch 7 Kolonien gezählt. Dies entspricht einer Keimreduktion um 97 % in einem Monat. In allen Proben wurden coliforme Keime und Salmonella enteritidis oder Citrobacter freundii nachgewiesen.

Die Vererdungsbeete waren offen und somit für die örtliche Flora und Fauna frei zugänglich. Kontaminationen durch tierische Exkrememente sind deshalb möglich. Der Umfang der Untersuchungen war sehr gering, sodass keine qualitative Aussage über die Keimreduktion getroffen werden kann. Des Weiteren müsste auch die Keimbelastung des frischen aerob stabilisierten Überschussschlammes untersucht werden, um die Gesamtreaktion zu beziffern.

Untersuchungen belegen, dass die Beimengung von Pflanzenkohle bei der Kompostierung von Klärschlamm, die Zersetzung und Mineralisierung fördert (Zhang et. Al., 2014). Dies legt die Vermutung nahe, dass die Zugabe von Pflanzenkohle im Belebungsprozess auch für die Nachfolgende Schlammvererdung, bei der Mineralisierung und Keimreduktion förderlich ist.

Um eine vollständige Entkeimung zu erreichen müsste die Vererdungsdauer erhöht und eine Wiederverkeimung verhindert werden. Bei einer landwirtschaftlichen Verwertung des Überschussschlammes empfiehlt sich zudem eine entsprechende Wartezeit nach WHO-Richtlinie (1989), bevor Nahrungsmittel angepflanzt werden. So beträgt im Boden die Überlebensdauer von Viren in der Regel 30 und maximal 110 Tage. Bei ungünstigen Bedingungen können Bakterien in der Regel 80 Tage überleben, wohingegen Helminthen Wurmeier in der Regel 300 Tage, oder auch mehrere Jahre überleben können. Industrielle Lösungen für eine sichere Klärschlammdeinfektion bei über 70°C für mindestens 30 Minuten werden bereits angeboten (HUBER technologies, 2019). In Burkina Faso könnte aufgrund der hohen Sonneneinstrahlung auch eine solare Desinfektion eine kostengünstige Alternative sein.

5 Vergleich der Reinigungsleistung

Die Felduntersuchungen wurden im Rahmen von Studienarbeiten durchgeführt und die Ergebnisse in einer Masterarbeit aus Burkina Faso (Ouagadougou) und einer Bachelorarbeit aus Deutschland (Büsnau) vorgestellt und diskutiert. Die Ergebnisse an den beiden baugleichen Versuchsanlagen unterschieden sich aufgrund der unterschiedlichen Standortbedingungen stark. Die Methodik und Struktur der beiden Studienarbeiten waren nicht in jeder Hinsicht identisch und wurden deshalb zusammengeführt und die Ergebnisse dabei bereits in Kapitel 4, im Einzelnen diskutiert. Die Betriebserfahrungen mit BioTopp-Kleinkläranlagen von Ökoservice werden an dieser Stelle für eine praxisrelevante Ergebnisinterpretation mit betrachtet.

In *Tabelle 8* sind die Mittelwerte aus den Ablaufanalysen an den Versuchsstandorten Ouagadougou und Büsnau aufgeführt. Die Ergebnisse von 7 baugleichen BioTopp-Referenzanlagen aus dem praktischen Betrieb werden hier in den Vergleich mit einbezogen (Siehe Anhang, *Tabelle A 13*). Diese Referenzanlagen werden in der Praxis ohne Pflanzenkohle betrieben, sind den Versuchsanlagen aber baugleich. Zulauffrachten werden in der Praxis nicht gemessen und die Probenahme erfolgt turnusmäßig bei jeder oder jeder zweiten Wartung, die 2-4-mal jährlich stattfindet.

Beim Blick auf *Tabelle 8* wird deutlich, dass sich die Ablaufwerte der beiden Versuchsstandorte stark unterscheiden und sich wiederum auch von den Ergebnissen aus der Praxis abheben. Die Leistung einer Kläranlage ist abhängig von der Abwasserbeschaffenheit und der Belastung. Dies wird anhand der sehr unterschiedlichen Zusammensetzungen des Rohabwassers bestätigt. Die Belastung der verschiedenen Anlagen wiederum ist ebenfalls sehr unterschiedlich, kann aber in dieser Tabelle nicht dargestellt werden. Während die Belastung der Versuchsanlage in Burkina Faso im Mittel sehr stark schwankte, war die Belastung am Standort Büsnau, bezogen auf die klärtechnischen Bemessungsgrundlagen relativ genau 100 %. In der Praxis hingegen kann die tatsächliche Belastung nur anhand der angeschlossenen Einwohner geschätzt werden, in der Regel ist die Belastung aber kleiner als in der Bemessung zugrunde gelegt wird.

Es ist gut zu erkennen, dass die Stickstoffelimination bei den beiden Versuchsanlagen an unterschiedlicher Stelle ins Stocken gerät, in der Praxis aber sehr gut funktioniert. In Ouagadougou war die Denitrifikation zwar ausreichend, um die Grenzwerte einzuhalten, sie war aber nicht so gut wie in der Praxis und am Versuchsstandort Büsnau. Ursächlich ist der starke Kohlenstoffmangel, welcher zu einem ungünstigen nicht repräsentativen C/N- Verhältnis im Rohabwasser führt. Aus diesem Grund konnte vermehrte biologische Phosphatelimination stattfinden. Die P-Elimination beruht deshalb auf der biologischen Phosphatelimination durch den normalen Zellaufbau und wird in diesem Fall durch physikalische Adsorption an der Pflanzenkohle unterstützt. Hierbei wird klar, dass die Adsorptionskapazität an der verwendeten Pflanzenkohle allein nicht ausreicht, um ein Unterschreiten der Grenzwerte für Phosphor zu gewährleisten.

Die Oxidation von Ammonium funktionierte in Ouagadougou sehr gut. Obwohl die Belastung aufgrund der Schwankungen in der Abwassermenge stark variierte waren Ammonium-Werte stets sehr gering. Obwohl die Temperatur im Belebungsbecken bis zu 35,2 °C betrug, kam es zu keiner Nitritakkumulation, welche in Temperaturbereichen ab 25°C auftreten kann (DWA, 2016). Zudem schwankte der pH-Wert zwischen 6,7 und 9 stark, was sich nicht negativ auf die Nitrifikationsleistung auswirkte. Es kann vermutet werden, dass Pflanzenkohle sich stabilisierend auf den Prozess auswirkte. So könnten einerseits hemmende Nitritkonzentrationen durch Adsorption an der Pflanzenkohle abgemindert worden sein. Des Weiteren werden nitrifizierende Bakterien durch das Vorhandensein von Aufwuchsflächen begünstigt.

Am Versuchsstandort Bünau war die Nitrifikationsleistung nicht optimal, denn die Ammoniumwerte sind vergleichsweise hoch. Die Nitrifikanten wachsen langsam und der optimale pH-Bereich liegt zwischen 7,2 und 8, welcher im Verlauf des Versuches einige Male überschritten wurde. Außerdem war der Versuchszeitraum von 25 Tagen zu kurz, um eine vollständige Adaption der Biologie, insbesondere der Nitrifikanten, zu erreichen. Die Denitrifikation und der Prozess der vermehrten bioP funktionierten aufgrund der repräsentativen Abwasserzusammensetzung hingegen sehr gut. Anhand der Batchversuche mit und ohne Pflanzenkohle wurde nachgewiesen, dass mit Pflanzenkohle die biologische Aktivität gesteigert wurde, indem die Sauerstoffzehrungsrate deutlich zunahm. Eine schnelle Sauerstoffzehrung sind für die Prozesse Denitrifikation und biologische Phosphatelimination (bioP) entscheidend. Die Pflanzenkohle hat somit die Prozesse Denitrifikation und bioP deutlich verbessert was am Vergleich zu den Praxisergebnissen deutlich wird.

Das Ziel des beschriebenen Projektes, d.h. die Felderprobung einer Versuchsanlage im Land Burkina Faso, wurde erfolgreich umgesetzt. Trotz der Abwasserzusammensetzung, der hohen Temperaturen und den Stromausfällen, konnte die Anlage in Ouagadougou stabil betrieben werden. Die eingeschränkte Denitrifikations- und Phosphateliminationsleistung sind vor allem auf die geringen CSB-Werte des Zulaufes zurückzuführen. Hervorzuheben ist, dass die Fachkräfte vor Ort in der Lage sind, die Anlage zu betreiben.

Tabelle 8: Vergleich der Reinigungsleistung. Standort Ouagadougou, Standort Büsnau und weitere Referenzanlagen in Deutschland.

	ZULAUF				ABLAUF							ELIMINATIONS LEISTUNG		
	CSB [mg/L]	BSB ₅ [mg/L]	TKN [mg/L]	P _{ges} [mg/L]	CSB [mg/L]	BSB ₅ [mg/L]	NH ₄ [mg/L]	NO ₂ [mg/L]	NO ₃ [mg/L]	N _{amorg} [mg/L]	P _{ges} [mg/L]	CSB [%]	N _{ges} [%]	P _{ges} [%]
Versuchsanlage Büsnau	771	-	46,2	10,5	47,9	-	15,3	0,1	0,9	16,3	0,4	93	65	96
Versuchsanlage Ouagadougou	272	212	39,6	5,7	52,1	35,5	1,2	0,33	15,77	15,48	4,7	78	71	42
7 BioTopp-Anlagen Deutschland / Durchschnittliche Zulaufwerte DWA	800	400	73,3	12	33	<5	1,35	0,12	5,5	7	1,25	96	90	90
Grenzwerte Deutschland Abfallklasse D+P (nationale Grenzwerte Burkina Faso)					90 (150)	60 (50)	10 (1)	(1)	(50)	25 (-)	(0,8)	-	-	-

6 Wissenstransfer

Unser Partner 2iE - Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement- stellte sich bei der Rekrutierung und Bereitstellung von Personal, Material und Örtlichkeiten in der täglichen Praxis als gute Wahl heraus. Zudem passt die Ausrichtung der Forschung und Lehre von 2iE auf die Bereiche Wasser, Energie, Umwelt, Tiefbau und Bergbau gut zu den Anforderungen von TP Sanitation in a Box bezüglich der Rekrutierung geeigneter Akteure für Errichtung, Aufbau und Betrieb der Kläranlagen.

Hinzu kommt die internationale Anerkennung der Ingenieurdiplome dieses Hochschul- und Forschungszentrums, denn diese wurden von der französischen Commission des Titres d'Ingénieur (CTI) akkreditiert, was ihnen den Status einer europäischen Anerkennung durch das EUR-ACE3-Label verleiht. Damit können die dortigen Studienabgänger in Burkina Faso aus fachlicher und legaler Sicht direkt für Ökoservice international und sogar auch in Europa tätig werden.

Inzwischen gehört das Monitoring und die Wartung der BioTopp-Anlage zur Routine und hat unter dem Namen NAFASAN Einzug in die Lehre zu halten. Die Bachelor Arbeit unserer Mitarbeiterin wurde mit einer guten Note ausgezeichnet.

Das Interesse innerhalb der Studierenden ist sehr groß; für einem zu einem Einführungs-Workshop im Juli 2018 gab es 80 Anmeldungen von denen leider nur 5 genommen werden konnten.

Vom 5. Bis 7. Mai 2017 stellte unser Partner ClimateSol auf der Messe "Salon International de l'Environnement et des Energie Renouvelables de Ouagadougou" u.a. das Projekt NAFASAN vor. Die Deutsche Welle nahm dies zum Anlass für eine Reportage.

Im November 2017 wurde das Konzept einer Goldminengesellschaft vorgestellt. Hier besteht Bedarf für Reinigung und Wiederverwertung von Abwasser. Die Firma Ökoservice erstellte ein Angebot für eine 800 Einwohner Kläranlage mit Wasserwiederverwendung und Klärschlammvererdung mit Terra Preta. Aufgrund Änderungen in der Minenausschreibung wurde das Projekt bisher noch nicht konkretisiert.

Auf der IFAT, der Weltleitmesse für Wasser-, Abwasser-, Abfallwirtschaft stellte die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) u.a. Das Projekt Terra Preta in a Box Vom 4. – 18. Mai 2018 auf ihrem Gemeinschaftsstand als für Beispiel eine effiziente Phosphorrückgewinnung und Kreislaufwirtschaft vor

Am 22. Juli 2018 besichtigte eine Delegation des Umweltministeriums Burkina Fasos und ein Vertreter der türkischen Botschaft die funktionierende Anlage. Außerdem präsentierte Thomas Czoske das Konzept bei dem Vortrag „Water and sludge reuse for on-site sewage treatment“ auf der fünften „Annual Water Conference“ (AWAC 2017) in Tanga in Tansania und auf der Fachtagung „Pflanzkohle im kommunalen Kontext“ in Koblenz im November 2018.

Die innerhalb des Projektes erprobte Technologie wurde an der Universität 2IE in der Lehre verankert und es laufen Bestrebungen, auch von Seiten von 2IE, weitere finanzielle Mittel für weitergehende Wirkungsuntersuchungen zu akquirieren.

Damit hat Ökoservice einen permanente Anlaufstelle mit wissenschaftlicher Reputation für Investoren und Entscheider in Burkina Faso etabliert – mit potenzieller Ausstrahlung auf Mauretanien, Mali, Senegal, Guinea, Elfenbeinküste, Burkina Faso, Togo, Benin, Niger, Tschad, Kamerun, Zentralafrikanische Republik, Gabun und Kongo, denn aufgrund der intergouvernementalen 12 Länder-Struktur von 2IE bestehen potenzielle Partnerschaften über viele afrikanische Länder. Deshalb ist es von höchster Wichtigkeit, den Weiterbetrieb der Anlage über die nächsten 2 Jahre zu gewährleisten, damit das Konzept bei weiteren Ausschreibungen präsentiert werden kann. Terra Preta in a Box und damit das NAFASAN-Konzept wird von der hiesigen Fachöffentlichkeit wahrgenommen.

Hier finden Sie weitere Informationen, Bilder, Videos und die Präsentationen:

DBU AZ 33103 NAFASAN Presentations

<https://drive.google.com/drive/folders/1MZXdQMAwVVKMDJodzR8vYwgvIEPHW89Y>

DBU AZ 33103 Nafasan Knowledge Share:

<https://photos.app.goo.gl/nijRL3fCixKGLDqU7>

DBU AZ 33103 Nafasan TP Water Treatment

<https://photos.app.goo.gl/mdTJhgAASrqns9fs2>

Deutsche Welle TV / Eco Africa:

Can Burkina Faso's farming industry be saved? Permalink <https://p.dw.com/p/2dwL0>

Deutsche Welle TV / Eco Africa:

La « Terra Preta » prête main forte aux agriculteurs

Permalien <https://p.dw.com/p/2isI0>

DBU AZ 33103 Nafasan Growth

<https://photos.app.goo.gl/gzW5F2S4ZwsznS6W8>

7 Fazit und Ausblick

In dem vorliegenden Projekt wurde das NAFASAN-Konzept auf seine Umsetzbarkeit hin untersucht. Dieses Konzept gehört zur Methodik der „Terra Preta Sanitation“, welche zum Ziel hat, mit Hilfe von Pflanzenkohle und den Nährstoffen aus Ausscheidungen, eine Bodenverbesserung und eine CO₂-Reduktion zu erreichen. Zusätzlich zu den aufgezeigten vielfältigen Wertschöpfungspotentialen des erprobten Verfahrens, können dadurch auch sanitäre Standards verbessert und verbreitet werden. Das integrieren der Pflanzenkohle in den Belebungsprozess einer Kläranlage ist ein völlig neuartiger Ansatz.

Das Ziel dieses Ansatzes ist, eine verbesserte Beladung der Pflanzenkohle mit Nährstoffen zu erreichen, der Fokus lag hierbei auf der Beladung mit Phosphor. Die zugrundeliegende Hypothese ist, dass eine erhöhte Mobilität der Nährstoffe in der wässrigen Lösung eine bessere Ausschöpfung der vorhandenen Adsorptionskapazität ermöglicht. Des Weiteren könnte die Integration in den biologischen Prozess der Abwasserreinigung eine biologische Alterung der Pflanzenkohle bewirken, was die Eigenschaften der Pflanzenkohle hinsichtlich Oberflächenstruktur, Adsorptionskapazität und Reaktivität, verbessert (DBU, 2015). Diese Theorien konnten in dieser Felderprobung natürlich nicht wissenschaftlich untersucht werden und bedürften intensiver Forschung.

Besonderer Vorteil hinsichtlich TPS ist die Anwendbarkeit des NAFASAN-Konzeptes auch bei traditionell gegebener Spülkanalisation. Die Ablaufanalysen der BioTopp Kleinkläranlagen im praktischen Betrieb belegen, dass eine Phosphorrückgewinnung von etwa 90 % ohne Stoffstromtrennung in kompakter und einfacher Bauweise möglich ist. Diese Erkenntnisse erweitern den möglichen Einsatzbereich des NAFASAN-Konzeptes, da die Nährstoffrückgewinnung auch bei großen Stoffströmen möglich ist. Die Nutzung von TPS-Substraten, also die bodenbezogene Verwertung von Klärschlämmen, trägt grundsätzliche Bedenken in sich. Zwar können pathogene Keime auch z.B. solarthermisch sicher reduziert werden, der Aufwand und Kosten wären insbesondere in Afrika mit hoher Sonnenintensität relativ gering. Andere Verunreinigungen, wie Spurenstoffe und Schwermetalle, bleiben aber und können erst durch Verbrennung eliminiert oder, wie bei Schwermetallen, durch chemische aufwendige Behandlung entfernt werden. Dieser Weg, der in Deutschland mit der zunehmenden Klärschlammverbrennung eingeschlagen wird, ist für Burkina Faso in naher Zukunft nicht denkbar. Des Weiteren ist zu hinterfragen, wie weit der technische Aufwand vertretbar ist, um Spurenstoffe aus häuslichem Abwasser zu entfernen, während hohe Mengen an Arzneimittelrückständen und Hormonen durch die Aufbringung von Gülle und Schwermetalle durch Verunreinigungen in Mineraldüngern auf unsere Felder gelangen. Für das wasser- und bodenarme Zielland Burkina Faso ist es jedenfalls nicht vertretbar, kostenintensiv die im Klärschlamm enthaltene Organik und die Nährstoffe zu verbrennen. Dort gilt es zunächst die praktizierte unregelmäßige Entsorgung durch eine verträgliche Verwertung im Nährstoffkreislauf zu ersetzen. Hierzu muss sie praktisch wirtschaftlicher als die Entsorgung sein, was die Wertschöpfung aus Abwasser durch das NAFASA Konzept ermöglicht.

Die Felderprobung konnte deutlich zeigen, dass Pflanzenkohle bedenkenlos in einem Belebungsverfahren eingesetzt werden kann. Es wurden keine störenden Einflüsse, selbst bei hohen Dosieraten festgestellt. Darüber hinaus belegen die Ergebnisse, dass durch die Zugabe von Pflanzenkohle auch der eigentliche Prozess der Abwasserreinigung verbessert wird. So war die Nitrifikation bei dem stark Ammoniumbelasteten Abwasser in Ouagadougou besonders stabil, nachdem die Zugabe der Pflanzenkohle erfolgte. Am Versuchsstandort in Büsnau wurde eine außergewöhnlich hohe Phosphateliminationsrate erzielt, was auf eine gesteigerte biologische Aktivität zurückgeführt wurde, die mit der Zugabe von Pflanzenkohle einherging. Dies ist nicht verwunderlich, da die positiven Erfahrungen auch bei Untersuchungen von kohlegestützten Belebungsanlagen mit Braunkohlekoks gemacht wurden (Felgener & Ritter, 1989).

Am Testgarten in Ouagadougou zeigte der Überschussschlamm aus der BioTopp-Kleinkläranlage gute Ergebnisse und war mineralischem NPK-Dünger deutlich überlegen. Die Tests sollen weiter fortgesetzt werden und Erkenntnisse über die Langzeitwirkung als Bodenverbesserer liefern.

Die Projektpartner sind mit den Ergebnissen des DBU-Projektes sehr zufrieden. Die Zusammenarbeit der verschiedenen Institutionen und Firmen funktionierte gut. Trotz auftretender Probleme an der Versuchsanlage in Ouagadougou, wie monatelange Stromausfälle, Verwüstung des Testgartens durch Wildschweine und die schwankende Abwasserzusammensetzung, die vor allem durch Kohlenstoffmangel geprägt war, konnte ein zuverlässiger Betrieb der Anlage gewährleistet werden. Die Felderprobung konnte erfolgreich abgeschlossen werden und innerhalb der Universität ZIE besteht großes Interesse an dem System. Die Anlage soll zu Lehr- und Forschungszwecken genutzt werden und die Kooperation zwischen den Beteiligten geht weiter. An der TU- Hamburg-Harburg wird derzeit über die Annahme einer Doktorarbeit zum Thema Hygienisierung entschieden. Der Aufbau einer neuen Untersuchungsreihe im Testgarten ist bereits in Arbeit.

In der Stadt Ouagadougou, die einen wichtigen Zielmarkt für die Technologie darstellt, konnten sowohl potentielle Kunden als auch qualifizierte Techniker und Technikerinnen identifiziert werden. Die im Rahmen des Projektes erstellte Kläranlage dient auch als Demonstrations-Anlage, um potentiellen Kunden und Interessierten die Technologie vorzuführen. Auch bei den strategisch wichtigen Entscheidern, wie z.B. der nationalen Wasserbehörde und in relevanten NGO's, fand das Projekt großen Zuspruch. International wurde das NAFASAN-Konzept mit dem BioTopp-System auf der ATAWAS Konferenz 2017 in Tansania vorgestellt. Erste Ergebnisse konnten 2018 in Deutschland bei der Fachtagung des Fachverbands Pflanzenkohle präsentiert werden.

In Deutschland wird die Firma Ökoservice in Zukunft aufgrund der erlangten Erkenntnisse Pflanzenkohle einsetzen, um Blähschlamm in Kleinkläranlagen zu bekämpfen. Damit kann der Einsatz von chemischen Fällungsmitteln, wie Eisen- und Aluminium- Chloriden und Sulfaten, vermieden werden.

Literaturverzeichnis

AFSA – Alliance für food sovereignty in Africa: “*Soil and water conservation techniques in Burkina Faso*”, Agreocogy Case Studies

Bischofsberger Wolfgang; Hegemann Werner, (2005): “Lexikon der Abwassertechnik“, 7. Auflage. Vulkan-Verlag GmbH.

Boualla Nabila; Benziane Ahmed, (2011): “Étude expérimentale sur l’élimination des nitrates par adsorption sur des argiles activées et non activées de la sebkha d’Oran.” *Afrique SCIENCE* 07 (2): 56–73.

Chen Xincui; Chen Guangcun; Chen Linggui; Chen Yingxu; Lehmann Johannes; McBride Murray B.; Hay Anthony G., (2011): “Adsorption of Copper and Zinc by Biochars Produced from Pyrolysis of Hardwood and Corn Straw in Aqueous Solution.” *Bioresource Technology* 102 (19): 8877–84. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.06.078>.

Chintala; Schumacher; McDonald; Clay; Malo; Papiernik; Clay; Julson, (2013): “Phosphorus Sorption and Availability from Biochars and Soil/Biochar Mixtures.” Hg. V. *CLEAN – Soil, Air, Water*. Verfügbar unter <https://doi.org/10.1002/clen.201300089>.

CIA – Central Intelligence Agency, (2018): „*The World Factbook, Africa: Burkina Faso*“. Abgerufen am 15.11.2018: <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/geos/uv.html>

Correll David L., (1998): “The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review.” *Journal of Environmental Quality* 27 (2): 261–66. <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700020004x>.

Crini Grégorio; Badot Pierre-Marie, (2010): “*Sorption Processes and Pollution: Conventional and Non-Conventional Sorbents for Pollutant Removal from Wastewater*”s. Presses Univ. Franche-Comté.

Cui Hao-Jie; Ming Kuang Wang, Ming-Lai Fu; En Ci, (2011): “Enhancing Phosphorus Availability in Phosphorus-Fertilized Zones by Reducing Phosphate Adsorbed on Ferrihydrite Using Rice Straw-Derived Biochar.” *Journal of Soils and Sediments* 11 (7): 1135. <https://doi.org/10.1007/s11368-011-0405-9>.

Cybulski B. und Schwentner G., (2012): „Handbuch zur Betriebsanalytik auf Kläranlagen“. 2. Aufl. Oberhaching/München: Hirthammer.

DBU – Deutsche Bundesstiftung Umwelt, (2015): “Terra Preta Sanitation 1 - Background, Principles and Innovations“. ISBN978-3-00-046586-4 www.dbu.de/doiLanding1336.html

Debik Eyup; Manav Neslihan, (2010): "Sequence Optimization in a Sequencing Batch Reactor for Biological Nutrient Removal from Domestic Wastewater." *Bioprocess and Biosystems Engineering* 33 (5): 533–40. <https://doi.org/10.1007/s00449-009-0366-1>

Deng Yaxin; Zhang Tao; Wang Qiming, (2017): "Biochar Adsorption Treatment for Typical Pollutants Removal in Livestock Wastewater: A Review | InTechOpen." In *Engineering Applications of Biochar*, 90. BKCI. Wu-Jang Huang. <https://www.intechopen.com/books/engineering-applications-of-biochar/biochar-adsorption-treatment-for-typical-pollutants-removal-in-livestock-wastewater-a-review>.

Deutsche Bundesstiftung Umwelt, (2015): „Terra Preta Sanitation 1 - Background, Principles and Innovations“. ISBN 978-3-00-046586-4

DIBt, (2014):" *Zulassungsgrundsätze Kleinkläranlagen* ". Berlin: Deutsches Institut Für Bautechnik

Dichtl N-; Dockhorn T., (2013): " *Processes of Wastewater Treatment* ". Masterfernstudium ProWater.

Dietz Michelle; Strock Jeff, (2018): "Phosphorus Cycle" Homepage der University of Minnesota – Southwest Research and Outreach Center – Lamberton, MN. <https://swroc.cfans.umn.edu/agricultural-programs/soil-science/phosphorus-cycle>, abgerufen am 27.11.2018

DIN 19650 – Bewässerung, hygienische Belange von Bewässerungswasser. Zuständiges nationales Arbeitsgremium: NA 119-02-14 AA - Bewässerung und Dränung (CEN/TC 334, ISO/TC 23/SC 18)

Dobner Ingo; Siol Antje; Filser Juliane; Warrelmann Jürgen, (2013): „Entwicklung eines innovativen Pflanzenfilters zur Eliminierung von Arzneimittlrückständen im Ablauf einer Kläranlage und dezentraler Kläranlagen“. Hg. v. Zentrum für Umwelttechnik und nachhaltige Technologien, Bremen.

Drangert Jan-Olaf, (201): "Phosphorus—a Limited Resource That Could Be Made Limitless." *SYMPHOS 2011 - 1st International Symposium on Innovation AndTechnology in the Phosphate Industry* 46 (January): 228–33.

DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., (2014): „Wirtschaftsdaten der Abwasserbeseitigung 2014“. Ergebnisse einer in 2013 durchgeführten gemeinsamen Umfrage der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) und des Deutschen Städtetages sowie des Deutschen Städte- und Gemeindebundes.

DWA– Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., (2016) Themenband TA/2016; „Bemessung von Kläranlagen in warmen und kalten Klimazonen“

EG, (2006): „RICHTLINIE 2006/7/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES“ vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG

Faust Samuel D.; Aly Osman M., (1986): *“Adsorption Processes for Water Treatment”*. 1. Edition, erstmals veröffentlicht 1986, Butterworth-Heinemann-Verlag. abrufbar bei Elsevier.

Felgener G.; Ritter G., (1989): „Mit Braunkohlenkoks wirkungsvoller reinigen - ein Beitrag zur weitergehenden Abwasserreinigung“. Rheinbraun Verkaufsgesellschaft MBH.

Fernandes Leta, (1994): “Effect of Temperature on the Performance of an SBR Treating Liquid Swine-Manure.” *Bioresource Technology* 47 (3): 219–27. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(94\)90184-8](https://doi.org/10.1016/0960-8524(94)90184-8).

FH Münster, (abgerufen am 15.11.2018): *“Entwicklung eines computergestützten Bemessungsmoduls für die Behandlung hochbelasteter organischer Abwässer aus der intensiven Tierhaltung“*. Forschungs- und Entwicklungsvorhaben gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF)

Ghezzehei T.A.; Sarkhot D.V.; Berhe A.A., (2014): “Biochar can be used to capture essential nutrients from dairy wastewater and improve soil physico-chemical properties”. In: *Solid Earth* 5 (2), S. 953–962. DOI: 10.5194/se-5-953-2014.

Głodowska Martyna; Husk Barry; Schwinghamer Timothy; Smith Donald, (2016): “Biochar Is a Growth-Promoting Alternative to Peat Moss for the Inoculation of Corn with a Pseudomonad.” *Agronomy for Sustainable Development* 36 (1): 21. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0356-z>.

Goldberg Bernd, (2018): „Kleinkläranlagen heute. Ein Kompendium zu den klärtechnischen Verfahren und Anlagen der Abwasserbehandlung“, 3. vollständig überarbeitete und erweiterte Ausgabe. Berlin: Beuth Verlag GmbH.

Gueye Mbaye, (2015): “Développement de charbon actif à partir de biomasses lignocellulosiques pour des applications dans le traitement de l’eau.” Docteur en Sciences et Technologies de l’Eau, de l’Energie et de l’Environnement, Ouagadougou(BURKINA FASO): Institut International de l’Ingénierie de l’Eau et de l’Environnement (2iE).

Hale; Alling; Martinsen; Mulder; Breedveld; Cornelissen, (2013): “The sorption and desorption of phosphate-P, ammonium-N and nitrate-N in cacao shell and corn cob biochars”. In: *Chemosphere* 91 (11), S. 1612–1619. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2012.12.057.

Hao Oliver; Chang H; Chao, (1996): *“Sequencing Batch Reactor System for Nutrient Removal: ORP and PH Profiles”*. Vol. 67. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-4660\(199609\)67:1<27::AID-JCTB430>3.0.CO;2-2](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-4660(199609)67:1<27::AID-JCTB430>3.0.CO;2-2).

HUBER technologies (abgerufen am 14.02.2019):

<https://www.huber.de/de/loesungen/schlammbehandlung/hygienisierung.html>

Janke H.D., (2008): „Umweltbiotechnik. Grundlagen und Verfahren“. 2. Auflage Stuttgart: UTB GmbH (UTB Ökologie, Verfahrenstechnik, Umweltwissenschaften, 8380).

Johnston Adrian; Schoenau Jeff, (2001): “Phosphorus Fertilization – Sources and Efficiency.” *Potash & Phosphate Institute (PPI) and the Potash & Phosphate Institute of Canada (PPIC)*, October 2001, News & Views edition.

Keller J.; Watts S.; Battye-Smith W.; Chong R., (2001): “Full-Scale Demonstration of Biological Nutrient Removal in a Single Tank SBR Process.” *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research* 43 (3): 355–62.

Lehmann Johannes; Joseph Stephen (2015): “Biochar for Environmental Management: An Introduction.” In *Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation*. Routledge.

Ministère de l’Agriculture, de l’Hydraulique et des Ressources Halieutiques, (2006): “Programme National d’Approvisionnement en Eau Potable et d’Assainissement à l’horizon 2015” Niederschrift des Programmes

Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt Thüringen; (2009): “Leitfaden zur Verminderung des Phosphoreintrags aus Kleinkläranlagen”. Prof. Dr.-Ing. Matthias Barjenbruch und Dipl.-Ing. Eva Eixner.

Ökoservice, (2018): BioTopp - KKA System. Online verfügbar unter <http://www.oekoservice.com/abwassertechnik/biotopp.html>, zuletzt aktualisiert am 28.1.18.

Pagliari Paulo H.; Kaiser Daniel E.; Rosen Carl J.; Lamb John A., (2017). “The Nature of Phosphorus in Soils”. University of Minnesota Extension edition.

Pellera Frantseska-Maria; Apostolos Giannis; Kalderis Dimitrios; Kalliopi Anastasiadou; Stegmann Rainer; Wang Jing-Yuan; Gidakos Evangelos, (2012): “Adsorption of Cu(II) Ions from Aqueous Solutions on Biochars Prepared from Agricultural by-Products.” *Journal of Environmental Management* 96 (1): 35–42. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.10.010>.

Quicker Peter; Weber Kathrin, (2017): „Biokohle – Herstellung, Eigenschaften und Verwendung von Biomassekarbonisaten“. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden.

Rosillon Francis; Savadogo Boubacar; Kabore Aminata; Poda Jean Noël; Bado-Sama Hortense; Dayeri Dianou, (2018): “Estimation des teneurs en nitrates dans les eaux potables par l'utilisation de bandelettes réactives : un exercice d'éducation à l'environnement dans la vallée du Sourou au Burkina Faso”, *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement* Volume 12 Numéro 2 | septembre 2012, mis en ligne le 20 septembre 2012, consulté le 16 novembre 2018: <http://journals.openedition.org/vertigo/12274> ; DOI :10.4000/vertigo.12274

- Sancey Bertrand, (2011): “Développement de la bio-adsorption pour décontaminer des effluents de rejets industriels: Abattement chimique et gain environnemental.” THESE, L’UFR des sciences & techniques de l’université de Franche-Comté.
- Schmidt Hans-Peter, (2012): „Pflanzenkohle, eine Schlüsseltechnologie zur Schließung der Stoffkreisläufe“, Ithakajournal – Journal für Ökologie, Weinbau und Klimafarming. Ausgabe Januar 2012.
- Schwentner G.; Krenp; Mauritz; Hein; Metzger; Rössler, (2013): „Spurenstoffelimination in den Klärwerken“. In: *WWT*, S. 36–40. Online verfügbar unter [wwt-online.de/sites/default/files/fachartikel/wwt-0413-36.pdf](http://www.wwt-online.de/sites/default/files/fachartikel/wwt-0413-36.pdf), zuletzt geprüft am 26.1.18.
- Taghizadeh-Toosi A.; Clough T.J.; Sherlock R.R.; Condon L.M. (2012): Biochar adsorbed ammonia is bioavailable. In: *Plant Soil* 350 (1-2), S. 57–69. DOI:10.1007/s11104-011-0870-3.
- Trazzi P.A.; Leahy J.J.; Hayes M.H.B.; Kwapinski W., (2016): “Adsorption and Desorption of Phosphate on Biochars.” *Journal of Environmental Chemical Engineering* 4 (1): 37–46. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.11.005>.
- Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät (Hg.), (2016): „Phosphor-Elimination in Kläranlagen bis 10 000 EW in Mecklenburg-Vorpommern“. Unter Mitarbeit von Prof. Dr.-Ing. habil. Jens Tränckner. Rostock.
- UN-Water, (2017): Abwasser - Die ungenutzte Ressource. Weltwasserbericht der Vereinten Nationen. Hg. v. UNESCO Kommissionen D, A, CH, L. Bonn.
- WWAP (United Nations World Water Assessment Programme), 2016. “United Nations World Water Development Report 2016 : Water and Jobs.” Paris: UNESCO.
- Von Sperling Marcos, (2017):” *Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal*”. IWA Publishing. <http://www.oapen.org/search?identifier=640137>
- Wang Lawrence K.; Shamas Nazih K.; Yung-Tse Hung, (2010): “*Advanced Biological Treatment Processes*”. Springer Science & Business Media.
- WHO – World Health Organisation, (1989): „Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture“. Measures for public health protection. Mara Duncan und Sandy Cairncross <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/41681/9241542489.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Wiegel Simone (2002): “*Einfluss der Temperatur auf die Ammoniakoxidantenpopulation eines Biofilmreaktors und auf Reinkulturen von Nitrosomonas eutropha*“. Dissertation im Fachbereich Biologie an der Universität Hamburg
- Worch Eckhard, (2012): “*Adsorption Technology in Water Treatment: Fundamentals, Processes, and Modeling*”. Walter de Gruyter.

WWAP (United Nations World Water Assessment Programme), 2017. "United Nations World Water Development Report 2017: The Untapped Resource." Paris: UNESCO.

WWAP (United Nations World Water Assessment Programme), 2018. "United Nations World Water Development Report 2018: Nature-Based Solution for Water." Paris: UNESCO.

Yang Xiao-e; Wu Xiang; Hao Hu-lin; He Zhen-li, (2008): "Mechanisms and Assessment of Water Eutrophication." *Journal of Zhejiang University. Science. B* 9 (3): 197–209. <https://doi.org/10.1631/jzus.B0710626>.

Yao; Gao; Inyang; Zimmerman; Cao; Pullammanappallil; Yang (2011): Removal of phosphate from aqueous solution by biochar derived from anaerobically digested sugar beet tailings. In: *Journal of hazardous materials* 190 (1-3), S. 501–507. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2011.03.083.

ZfK – Zeitung für kommunale Wirtschaft, (2012): Artikel vom 06.12.2012 „*Phosphatvorräte reichem für rd. 385 Jahre*“. <https://www.zfk.de/politik/deutschland/artikel/phosphatvorräte-reichen-fuer-rd-385-jahre-2012-12-06/>

Zhang Jining; Lü Fan; Shao Liming; He Pinjing; (2014). „ The use of biochar-amended composting to improve the huminification and degradation of sewage sludge “. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S096085241400251X>

Zhou Kuangxin; Barjenbruch Matthias; Kabbe Christian; Inial Goulven; Remy Christian; (2017): "Phosphorus Recovery from Municipal and Fertilizer Wastewater: China's Potential and Perspective." *Journal of Environmental Sciences* 52 (February): 151–59. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.04.010>.

Anhang

Tabelle A 1: Gemittelte Sauerstoffkonzentration in der Belebung 2 während der Belüftungsphase; Standardabweichung und Standardfehler. Standort Büsnau.

Zeit [min]	Messung ohne Kohle			Messung mit Kohle		
	BB2M [mg/l]	sx [mg/l]	se [mg/l]	BB2M,K [mg/l]	sx,K [mg/l]	se,K [mg/l]
0	2,89	2,59	1,06	0,13	0,06	0,02
1	3,72	1,73	0,71	1,69	0,40	0,16
2	4,50	1,56	0,64	2,54	0,34	0,14
3	5,00	1,51	0,62	3,34	0,34	0,14
4	5,54	1,46	0,59	3,93	0,38	0,15
5	5,95	1,33	0,54	4,42	0,40	0,16
6	6,31	1,20	0,49	4,77	0,55	0,22
7	6,56	1,14	0,47	5,13	0,54	0,22
8	7,13	0,83	0,34	5,41	0,55	0,22
9	7,47	0,75	0,31	5,65	0,58	0,23
10	7,94	0,42	0,17	5,88	0,60	0,24
11	7,69	0,00	0	6,06	0,59	0,24
12	7,85	0,00	0	6,16	0,63	0,25

Tabelle A 2: Gemittelte Sauerstoffkonzentration in Belebung 2 nach der Belüftungsphase, Standardabweichung und Standardabweichung. Standort Büsnau.

Zeit [min]	Messung ohne Kohle			Messung mit Kohle		
	BB2M [mg/l]	sx [mg/l]	se [mg/l]	BB2M,K [mg/l]	sx,K [mg/l]	se,K [mg/l]
0	7,07	1,23	0,50	6,38	0,68	0,28
0,25	7,03	1,24	0,51	6,28	0,71	0,29
0,5	6,99	1,25	0,51	6,19	0,74	0,30
0,75	6,94	1,27	0,52	6,10	0,77	0,31
1	6,88	1,28	0,52	5,99	0,80	0,33
1,25	6,84	1,30	0,53	5,90	0,81	0,33
1,5	6,78	1,32	0,54	5,80	0,85	0,35
1,75	6,46	1,26	0,51	5,70	0,88	0,36
2	6,65	1,35	0,55	5,56	0,95	0,39
2,5	6,51	1,43	0,59	5,37	0,99	0,40
3	6,37	1,49	0,61	5,12	1,09	0,45
3,5	6,25	1,54	0,63	5,17	1,05	0,43
4	6,09	1,58	0,64	4,74	1,15	0,47
4,5	5,89	1,63	0,67	4,47	1,26	0,52
5	5,70	1,70	0,69	4,18	1,37	0,56
6	5,38	1,79	0,73	3,67	1,53	0,62
7	5,01	1,96	0,80	3,26	1,59	0,65
8	4,68	2,05	0,84	2,74	1,63	0,67
9	4,33	2,23	0,91	2,28	1,56	0,64
10	4,00	2,39	0,98	2,03	1,47	0,60
11	3,58	3,16	1,29	1,81	1,41	0,57
12				1,57	1,37	0,56

Tabelle A 3: Gemittelte Sauerstoffkonzentration in der Belebung 2 nach der Belüftungsphase; Standardabweichung und Standardfehler. Standort Büsnau.

Zeit [min]	Messung ohne Kohle			Messung mit Kohle		
	BB1M [mg/l]	sd [mg/l]	se [mg/l]	BB1M,K [mg/l]	sd,K [mg/l]	se,K [mg/l]
0	0,21	0,10	0,04	0,16	0,07	0,03
1	0,25	0,12	0,04	0,10	0,04	0,01
2	0,34	0,18	0,07	0,07	0,02	0,01
3	0,39	0,25	0,09	0,08	0,02	0,01
4	0,45	0,31	0,12	0,08	0,03	0,01
5	0,48	0,32	0,12	0,06	0,02	0,01
6	0,63	0,29	0,11	0,06	0,01	0,01

Tabelle A 7: Gesamte Analysenmessergebnisse des ISV und TS-Gehalt im BB 1. Standort Büsnau.

Datum	BB 1 13.04.18	BB 1 23.04.18	BB 1 03.05.18	BB 1 08.05.18	BB 1 14.05.18	BB 1 22.05.18
Zeit	0	10	20	25	31	39
Volumen Probe	1000	1000	1000	1000	1000	1000
Volumen eingesetzt	250	250	500	250	250	250
Verdünnungsfaktor	4	4	2	4	4	4
Absetzeit	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Schlammvolumen	220	250	425	210	272,5	242,5
Schlamm_V gesamt	880	1000	850	840	1090	970
Filterleergewicht	5,55	5,56	5,61	4,896	6,513	4,94
Filtergewicht voll	7,345	7,6473	8,076	11,483	22,963	15,109
Masse Trockensubstanz	1,795	2,0873	2,466	6,587	16,45	10,169
Masse TS_BS	7,18	8,3492	4,932	6,337	16,1166667	9,50233333
Masse TS_ges	7,18	8,3492	4,932	6,337	16,1166667	9,50233333
ISV	122	120	172	133	68	102

Tabelle A 8: Gesamte Analysenmessergebnisse des ISV und TS-Gehalt im BB 2. Standort Büsnau.

Datum	BB 2 13.04.18	BB 2 23.04.18	BB 2 03.05.18	BB 2 08.05.18	BB 2 14.05.18	BB 2 22.05.18
Zeit	0	10	20	25	31	39
Volumen Probe	1000	1000	1000	1000	1000	1000
Volumen eingesetzt	1000	1000	500	1000	1000	1000
Verdünnungsfaktor	1	1	2	1	1	1
Absetzeit	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Schlammvolumen	220	250	150	270	240	235
Schlamm_V gesamt	220	250	300	270	240	235
Filterleergewicht	5,51	5,6	5,6	1,628	1,652	1,796
Filtergewicht voll	7,372	7,5875	6,6534	3,726	3,592	3,592
Masse Trockensubstanz	1,862	1,9875	1,0534	2,098	1,94	1,796
Masse TS_BS	1,862	1,9875	2,1068	1,848	1,60666667	1,12933333
Masse TS_ges	1,862	1,9875	2,1068	2,098	1,94	1,796
ISV	118	126	142	129	124	131

Tabelle A 9: Ergebnisse der regelmäßigen Wartungen. Standort Ouagadougou.

Datum	10.05.18	16.05.18	20.05.18	24.05.18	27.05.18	02.06.18	06.06.18	12.06.18	16.06.18
Reaktor 1									
SV unverdünnt	450	515	730	675	550	710	615	640	690
SV verdünnt	430	510	500	500	570	530	245	520	570
O2-Gehalt BEGINN	0,1	0,14	0,87	0,52	0,27	0,38	0,27	0,18	0,12
O2-Gehalt ENDE	1,15	0,91	2,35	0,59	0,35	0,61	1,13	1,18	0,19
Temperatur	34,9	34,7	34,7	35,2	33,2	30,5	33	32,8	31,5
pH	8,5								
Farbe	dunkelbraun	dunkelbraun	dunkelbraun	dunkelbraun	dunkelbraun	dunkelbraun	dunkelbraun	dunkelbraun	dunkelbraun
Geruch	neutral	erdig	erdig	neutral	erdig	neutral	neutral	neutral	neutral
Menge Pflanzenkohle	8	9	10	11	11	12	13	13	14
Reaktor 2									
SV unverdünnt	400	458	400	470	375	452	480	310	410
SV verdünnt	350	356	360	380	340	340	220	250	300
O2-Gehalt BEGINN	4,5	6,1	4,8	1,8	4,18	3,12	3,04	2,78	3,04
O2-Gehalt ENDE	8,86	9,75	8,5	3,32	8,09	5,19	6,3	5,22	
Temperatur	34	34,1	33,8	34,5	32	29,8	32,4	32,2	
pH	7								
Farbe	dunkelbraun	dunkelbraun	dunkelbraun	dunkelbraun	dunkelbraun	dunkelbraun	dunkelbraun	dunkelbraun	dunkelbraun
Geruch	neutral	neutral	erdig	neutral	erdig	neutral	neutral	neutral	neutral

Tabelle A 10: Analyseergebnisse über den gesamten Versuchszeitraum. Standort Ouagadougou.

Datum	Zulauf				Ablauf				Pges				
	CSB	BSB5	Nges	N-NO3	TKN	Pges	CSB	BSB5		N-NH4	N-NO2	N-NO3	Nanorganic
22.07.17		200		2,2							10,8	10,8	
24.07.17		200		2,7							8,5	8,5	
26.09.17	395	200		10,4		4,81		0,775	0,025		12,3	13,1	2,14
18.10.17	175	160	59	5,3	53,7	5,3		5,5	>				0,2
23.10.17	233	150	53	0	53	8,3		5,62	3,93		1,3	10,85	7,60
27.10.17	188			4,4		4,4		3,44	0,15		31,3	34,89	
13.11.17	196	120	42	3,8	38,2	3,8		0,06	0,015		19,7	19,775	8,4
04.12.17	250	320	70	0,3	69,7	6,9		1,16	0,094		11,9	13,154	5,2
13.12.17	247	390	83	0,7	82,3	7,5		1,23	0,075		16,1	17,405	2,5
19.12.17	234	320	71		71	7,1		2,38	0,115		22,3	24,125	5,2
29.12.17				1,3	0	6,8		<0,2	0,05		17,6	20,765	3,4
04.01.18	475		66	0,4	65,6	7,2		0,11	0,23		13,8	14,14	4,4
13.01.18	515		59	1	58	9,5		3,49	0,216		9,7	13,406	4,5
25.01.18		270			0							0	
01.02.18	460	160	56	0,5	55,5			<0,2	0,055		20,4		6,1
07.02.18	277	160	43	0,5	42,5			<0,2	0,013		5,7		1,92
13.02.18	310	40	175	7,8	167,2			<0,2	0,013		19		8,43
21.02.18	<15	560	60	0,8	59,2	5,4		<0,2	0,01		11,7		2,54
28.02.18	390		55	0,9	54,1			0,68	0,118		11,9	12,698	
28.02.18	97	40				2,47							12,46
06.03.18		310		1,5		9,58		0,11	0,1		14,9		9,84
22.03.18		130		1	-1			0,02	0,38		17,4	17,8	
28.03.18		310		1,1	-1,1			0,34	0,395		21,9	22,635	
02.04.18		320		0,8	-0,8			0,07	0,32		20,2	20,59	
10.04.18		80		0,6	-0,6			0,245	0,6		16,9	17,745	
22.04.18		230		0,5	-0,5			0,22	0,12		20,3	20,64	
01.05.18		140		1,3	-1,3			0,25	0,2		17,9	18,35	1,15
16.05.18	155	60	26,5	1	25,5	4,657		0,2	0,195		17,2	17,595	2,172
22.05.18	221	220	35,55	1,5	34,05	3,781		3,04	0,07		16,9	20,01	4,583
26.05.18								0,03	0,065		18	18,095	
06.06.18	203		No reagent			3,177						0	2,475

Tabelle A 11: Wartungsergebnisse im Überblick. Standort Ouagadougou.

Ort der Probenahme	Parameter	Min	Max	Mittelwert	Anzahl der Messungen
Reaktor 1	Schlammvolumen	15	1000	648	36
	O ₂ -Gehalt START	0	6,88	0,6	39
	O ₂ -Gehalt ENDE	0	9,97	2,6	39
	Temperatur	22,8	32,7	39,5	37
	pH	6,7	9	7,9	26
Reaktor 2	Schlammvolumen	40	990	349	38
	O ₂ -Gehalt START	0	9,23	3,4	37
	O ₂ -Gehalt ENDE	0	9,62	6,2	37
	Temperatur	19,3	30,8		37
	pH	6	8,4		23
Behandeltes Abwasser	pH	6	8,1		19

Tabelle A 12: Entwicklung des Schlammes. Standort Ouagadougou.

Ort der Probennahme	Zeitraum	Parameter
Reaktor 1	Vor 01.11.2017	Vorherrschende Farbe: Hellbraun
	Nach 01.11.2017	Vorherrschende Farbe: Dunkelbraun
Reaktor 2	Vor 01.11.2017	Vorherrschende Farbe: Hellbraun
	Nach 01.11.2017	Vorherrschende Farbe: Dunkelbraun
Klarwasser	Vor 01.11.2017	Vorherrschende Farbe: Hellbraun
	Nach 01.11.2017	Vorherrschende Farbe: Klar
		Vorherrschender Geruch: Strong Soapy
		Vorherrschender Geruch: Normal/Erdig
		Vorherrschender Geruch: Seifig/fäkal
		Vorherrschender Geruch: Erdig/Normal
		Vorherrschender Geruch: Leicht Seifig
		Vorherrschender Geruch: Neutral

Tabelle A 13: Werte von 7 BioTopp Referenzanlagen aus den Jahren 2015 und 2016.

Anlagen nummer	Datum	Ablaufwerte		Ablaufwerte												
		Laufzeit Gebläse [%]	Temp. [°C]	BSB [mg/L]	CSB [mg/L]	NH ₄ -N [mg/L]	NO ₃ -N [mg/L]	NO ₂ -N [mg/L]	N _{amorg} [mg/L]	Nges [mg/L]	Pges [mg/L]	pH Ablauf [-]	TS Bel. 1 [g/L]	TS Bel. 2 [g/L]	ISV BB1 [mg/L]	ISV BB2 [mg/L]
1	02.07.15	50	17	61	3,00				10,4							
	19.09.15	50	18	44	0,30	6,8	0,020	7,1	9,7		7,6	8,7	2,8	101	64	
	05.11.15	40	15	18	0,20	3,2	0,298	3,7	1,1		7,3					
2	02.07.15	45	20	34	2,50				7,3		6,5					
	18.08.15	52	20	18	<0,2	2,4	0,029	2,5			7,7	6,4				
	03.11.15	44	15	19	<0,2	9,4	0,026	9,6			6,4	8,8	2,2	108	73	
3	08.06.15	37	18	21	2,10	5,7			7,9		7,8	9,9	4,4	125	122	
	18.08.15	37	21	17	<0,2	3,7	0,026	3,7		0,9	7,6	11,2	3,6	115	107	
	16.10.15	37	14	12	0,20	6,7	0,023	6,9		1,7	7,7	9,5	4,2	121	119	
4	19.02.15	50	5	38	<0,2	1,8			2,6		1,0	8,2	10,4	2,5	94	83
	06.05.15	52	11	<5,0	30	1,30	10,7		11,7							
	10.07.15	50	16	56	3,90	7,5			10,6			11,3	5,3	94	92	
5	18.11.15	41	15	23	<0,2	7,4	0,199	7,8								
	02.07.15	26	19	<5,0	67	8,60	0,214		13,7							
	19.09.15	25	18	5,0	14	0,50	0,030		2,8	1,4						
6	14.10.15	27	11	19	3,80				4,5	1,0	4,5					
	10.03.15	42	9	<5,0	40	1,20			8,9		8,1					
	19.09.15	30	17	41	<0,2	5,2	0,020		6,7	2,2	7,8					
7	05.08.15			53	0,43	0,3			3,1	0,6	7,6					
	01.09.15	44	18	<5,0	35	3,20	0,357	5,5	7,6	1,9		9,5	2,9	86	92	
	18.09.15			40	0,72	6,2	0,110	7,0	7,5	1,2		9,8	3,8	87	96	
7	25.09.15			62	<0,2	4,8	0,460	5,3	6,0	0,9						
	30.10.15			20	<0,2	5,0	0,042	5,2		1,0		8,0	2,9	121	137	
	14.12.15			22	<0,1	4,8	0,047	4,9		1,1						
26.01.16			36	10	24	<0,1	5,3	0,039	5,4	6,3	1,5	9,7	8,7	101	102	
Durchschnittswerte Ablauf:				<5,0	33	1,35	5,5	0,12	5,7	7,5	1,25					