

Hochschule Merseburg (FH)
University of Applied Sciences



Fachbereich: Ingenieur- und Naturwissenschaften
Bachelor-Studiengang: Chemie- und Umwelttechnik

Bachelorarbeit

zur Erlangung des Grades Bachelor of Engineering (B. Eng.)

Untersuchungen zur weitergehenden Abwasserreinigung mittels Feinsiebung auf der Zentralkläranlage in Braunsbedra

Hochschulbetreuer: Prof. Dr. Hilke Würdemann

Betrieblicher Betreuer: Dipl.-Ing. Marko Agthe

eingereicht von: Jonas Kai Manuel Lauke

Einreichung: 19.11.2021

Abstract

Ein derzeit weit diskutiertes Thema ist die vierte Reinigungsstufe auf Kläranlagen. Diese erlangt durch die stetig steigenden Anforderungen an das gereinigte Abwasser immer mehr an Bedeutung. Jedoch sind Verfahren der Aktivkohle-Adsorption, Membranfiltration oder Ozonung für Kläranlagen mit der Größenklasse 4 und kleiner nur bedingt wirtschaftlich umsetzbar.

Ziel dieser Arbeit ist es daher, herauszufinden, inwieweit ein Trommelfilter mit einer Bespannung von 77 μm Maschenweite diese Aufgabe übernehmen kann. Dazu wurde ein Teilvolumenstrom von ca. 50 m^3/h vom Ablauf der Zentralkläranlage in Braunsbedra mit der Größenklasse 4 filtriert. Der erhaltene Filterkuchen wurde dabei unter anderem spektroskopisch und thermogravimetrisch untersucht. Für die infrarotspektroskopischen und die raman-spektroskopischen Untersuchungen wurde der Filterkuchen mit Wasserstoffperoxid und Schwefelsäure oxidiert, um störende Begleitorganik zu entfernen. Im Zentrum der Arbeit stand die Identifizierung und Quantifizierung der Kunststoffpartikel. Während der Versuchsdauer von 45 Tagen wurden 43.000 m^3 Abwasser filtriert. Die Partikelkonzentration von 96 Partikel/ m^3 wurde durch Auszählen mittels Mikroskops bestimmt. Bei den Partikeln $> 500 \mu\text{m}$ waren 83 % aus Polyethylen, 14 % aus Polypropylen und 3 % aus Polyamid. Es ist demnach davon auszugehen, dass Kunststoffe mit einer Dichte $> 1 \text{ kg}/\text{dm}^3$ in den vorhergehenden Reinigungsschritten entfernt wurden und sich somit vermutlich aufkonzentriert im Klärschlamm finden lassen. Eine Identifikation der Partikel $< 500 \mu\text{m}$ ist aufgrund der Fett enthaltenden Matrix nicht gelungen.

Relevant ist es nun herauszufinden, welche Mengen an Mikroplastik nicht zurückgehalten wurden, ebenso ist zu ermitteln, welche Auswirkungen das Mikroplastik in der Aquatik hat und wie die Emission weiter verringert werden kann.

Schlagwörter:

Abwasserreinigung

Filterkuchen

Filtration

Kläranlage

Kunststoff

Kunststoffidentifikation

Mikroplastik

Reinigungsschritt

Spektroskopie

Vierte Reinigungsstufe

Inhalt

1. Einleitung	1
2. Theoretische Grundlagen	3
2.1. Plastik.....	3
2.1.1 Definition	3
2.1.2 Eigenschaften.....	3
2.2 Mikroplastik	7
2.2.1 Definition	7
2.2.2 Emission.....	8
2.2.3 Immission.....	9
2.3 Infrarotspektroskopie	11
2.4 Raman-Spektroskopie	14
3. Stand der Wissenschaft und Technik.....	16
3.1 Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des OÖVV	16
3.2 Plastik in der Donau	19
4. Zentralkläranlage Braunsbedra.....	21
4.1 Übersicht.....	21
4.2 Mechanische Reinigung	22
4.2.1 Rechenanlage	22
4.2.2 Rundsandfang	23
4.3 Biologische Reinigung	23
4.3.1 Belebungsbecken	23
4.3.2 Nachklärbecken.....	27
4.4 Chemische Reinigung	27
4.5 Verteiler	28
4.6 Schlammbehandlung.....	28
4.7 Ablauf	29
4.8 Labor	29
4.9 Verfahrenstechnische Situation	30
5. Material und Methoden.....	32
5.1. Versuchsanlage.....	32
5.1.1 Übersicht.....	32
5.1.2 Zulauf	32
5.1.3 Trommelfilter.....	34
5.1.4 Ablauf	36
5.1.5 Schaltung	36
5.1.6 Leitsystem	38
5.1.7 Technische Daten der Anlage	40
5.2 Biologischer Abbau.....	41
5.3 IR-Spektroskopie.....	42
5.3.1 Vorbereitung der Proben.....	42
5.3.2 Untersuchung Partikel > 500 µm	44
5.3.3 Identifikation der Partikel > 500 µm.....	45
5.3.4 Untersuchung Partikel < 500 µm	47
5.4 Untersuchung der Fettsäure	50
5.5 Raman-Spektroskopie	51
5.6 Thermogravimetrische Analyse.....	51
6. Ergebnisse und Auswertung.....	52
6.1 Biologischer Abbau.....	52
6.2 IR-Spektroskopie.....	57
6.2.1 Untersuchung Partikel > 500 µm	57
6.2.2 Identifikation Partikel > 500 µm.....	62
6.2.3 Untersuchung Partikel < 500 µm	66
6.2.4 Untersuchung der Fettsäure	70

6.3 Raman-Spektroskopie	71
6.4 Thermogravimetrische Analyse.....	72
7. Zusammenfassung und Ausblick	75
8. Literaturverzeichnis	78
9. Anhang	80
10. Eidesstattliche Erklärung	93

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Kunststoffarten an der Produktionsmenge in Deutschland	4
Abbildung 2: MP-Pro-Kopf-Emission	8
Abbildung 3: Quellen und Eintragspfade von Mikroplastik	9
Abbildung 4: Interferometer	12
Abbildung 5: Zentralkläranlage Braunsbedra	21
Abbildung 6: vereinfachter Aufbau der Kläranlage	22
Abbildung 7: Ganglinien Belebungsbecken	26
Abbildung 8: R&I Fließschema Versuchsanlage	32
Abbildung 9: Ablaufbecken	33
Abbildung 10: Zulauf mit MID und Rückschlagklappe	33
Abbildung 11: Mikrodrehfilter geschlossen	34
Abbildung 12: diverse Anschlüsse	34
Abbildung 13: Filtertrommel	35
Abbildung 14: Trommel ohne Filterbespannung	35
Abbildung 15: mechanische Steuerung	36
Abbildung 16: Schaltschrank	37
Abbildung 17: atvise® Schema der Zulaufpumpe	38
Abbildung 18: Volumenstrom über die Zeit	39
Abbildung 19: Rückstand nach chemischer Oxidation	43
Abbildung 20: Aluminiumspiegelring gerissen	48
Abbildung 21: Goldspiegel leer	49
Abbildung 22: Raster Auszählen	49
Abbildung 23: Masse bio. Abbau	52
Abbildung 24: Volumina bio. Abbau	53
Abbildung 25: Trockenmasse bio. Abbau	53
Abbildung 26: CSB- Werte bio. Abbau	54
Abbildung 27: Prozentualer Abbau CSB	55
Abbildung 28: Reduzierung Trockenmasse	56
Abbildung 29: Raster auf Glasfaserfilter	57
Abbildung 30: Probe D5	58
Abbildung 31: Probe B1	58
Abbildung 32: Probe F3	58
Abbildung 33: Probe F2	58
Abbildung 34: Farbverteilung der Partikel des Rasters	59
Abbildung 35: Längenverteilung Fasern	60
Abbildung 36: Breitenverteilung Fasern	60
Abbildung 37: Längenverteilung andersförmiger Partikel	61
Abbildung 38: Breitenverteilung andersförmiger Partikel	61
Abbildung 39: Probe D6	62
Abbildung 40: Spektrensuche Palmitinsäure	64
Abbildung 41: Kunststoffverteilung	66
Abbildung 42: wiederholendes Spektrum	66
Abbildung 43: Konturdarstellung neben optischem Bild	67
Abbildung 44: Goldspiegel mit rotem Partikel	68
Abbildung 45: Raman-Spektrum von Schlamm	71
Abbildung 46: verbrannter Schlamm	71
Abbildung 47: Thermogram getrockneter Filterkuchen	72

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Eigenschaften und Verwendungen ausgewählter Kunststoffe.....	5
Tabelle 2: Anforderungen und Zustand der Abwasserparameter.....	29
Tabelle 3: Technische Daten der Anlage.....	40
Tabelle 4: Polyethylenbanden.....	45
Tabelle 5: Polypropylenbanden.....	46
Tabelle 6: Polyvinylchloridbanden.....	46
Tabelle 7: Massen und Volumina Bio. Abbau.....	52
Tabelle 8: Trockenmasse bio. Abbau.....	53
Tabelle 9: CSB-Werte bio. Abbau.....	54
Tabelle 10: Identifikation Probe D6.....	63
Tabelle 11: Identifikation andersförmiger Partikel.....	65
Tabelle 12: Identifikation Fasern.....	65
Tabelle 13: Übersichtsdaten optisches Auslesen.....	69

Formelverzeichnis

Reaktionsgleichung 1: Energiegewinn Mikroorganismen.....	23
Reaktionsgleichung 2: Wachstum Mikroorganismen.....	24
Reaktionsgleichung 3: 1. Teilschritt Nitrifikation.....	24
Reaktionsgleichung 4: 2. Teilschritt Nitrifikation.....	24
Reaktionsgleichung 5: Denitrifikation.....	25
Reaktionsgleichung 6: Entstehung Schwefeldioxid.....	42

Formel 1: Berechnung Biomassegehalt.....	454
Formel 2: Berechnung Nicht-Biomassegehalt.....	464

Strukturformel 1: Polyethylen.....	45
Strukturformel 2: Polypropylen.....	46
Strukturformel 3: Polyvinylchlorid.....	46

Gleichung 1: Partikelanzahl pro Fläche der Teilprobe.....	69
Gleichung 2: Partikelanzahl der gesamten Teilprobe.....	69
Gleichung 3: Partikelanzahl im Bezug auf die Masse der Teilprobe.....	69
Gleichung 4: Partikelanzahl im Bezug auf die Masse vor Oxidation.....	69
Gleichung 5: Hinzufügen der vorher entfernten Partikel.....	69
Gleichung 6: Gesamtanzahl.....	69

Abkürzungsverzeichnis

A

AW *Abwasser*

B

BSB₅ *Biochemischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen*

C

CSB *Chemischer Sauerstoffbedarf*

E

EKV *Eigenkontrollverordnung*

EW *Einwohnerwert*

ex *Explosion*

F

F *Formel*

FIR *Flow Indication Registration*

FPA *Focal Plane Array*

FR *Filterrückstand*

FT *Fourier-Transformation*

K

KA *Kläranlage*

L

LIR *Level Indication Registration*

L-MPP *Large Mircoplastic Particles*

M

MDF *Micro Drehfilter*

MO *Mikroorganismen*

MP *Mikroplastik*

O

OOWV *Oldenburgisch-Ostfriesischer Wasserverband*

org. *organischer*

P

P *Partikel*

PA *Polyamid*

PAK *polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe*

PC *Polycarbonat*

PCB *polychlorierte Biphenyle*

PE *Polyethylen*

PEST *Polyesterfaser*

PET *Polyethylenterephthalat*

pH *pondus Hydrogenii*

PLA *Polymilchsäure*

PMMA *Polymethylmethacrylat*

PP *Polypropylen*

PS *Polystyrol*

PVAL *Polyvinylalkohol*

PWL GmbH & Co. Anlagentechnik KG *Gesellschaft mit beschränkter Haftung & Compagnie*

Kommanditgesellschaft

R

Rg *Reaktionsgleichung*
R&I *Rohrleitungs- und Instrumenten-*

S

S-MPP *Small Microplastic Particles*
SVI *Schlammvolumenindex*

T

TGA *Thermogravimetrische Analyse*
TS *Trockensubstanz*
TW *Trinkwasser*

Danksagung

An erster Stelle möchte ich mich bei Frau Prof. Dr. Hilke Würdemann für die Betreuung und Unterstützung bei dieser Arbeit bedanken.

Ein großer Dank geht an die Mitarbeiter des ZWAG, welche mich tatkräftig beim Auf-, Abbau und bei der Steuerung der Anlage unterstützt haben. Besonders zu nennen, gilt hier Dipl.-Ing. Marko Agthe, welcher mir als Betreuer seitens des ZWAG stets mit seinem Wissen zu Seite stand.

Ebenso möchte ich mich für die gute Zusammenarbeit bei allen helfenden Mitarbeitern der Hochschule Merseburg bedanken, sowie für die Bereitstellung der genutzten Arbeitsmittel. Ein sehr großer Dank geht dabei an Herrn Carsten Schicktanz, welcher mich umfassend bei der Analytik unterstützte und dieses Ergebnis ermöglichte.

1. Einleitung

Filtrieren, Sieben oder doch „smart Rost“?

Die vierte Reinigungsstufe auf Kläranlagen ist ein derzeit viel diskutiertes Thema. Neben Spurenstoffentfernung, Abwasserdesinfektion und Nährstoffelimination rückt auch der Feststoffrückhalt in den Vordergrund (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 2020).

Von besonderem Interesse sind dabei die Mikroplastikpartikel im gereinigten Abwasser. Diese werden über die Kläranlage in die aquatische Umwelt eingetragen. Die Partikel können mit Schadstoffen behaftet sein (Andrady, 2011) und anschließend von Tieren aufgenommen werden (Derraik, 2002). Die kompletten Ausmaße der Immission sind momentan noch nicht erforscht.

Aufgrund fehlender Standardisierung bei der Probennahme und -vorbereitung sind die Ergebnisse verschiedener Studien mit hohen Abweichungen versehen.

Während sich derzeit die Filtration des Abwassers zur Entfernung des Mikroplastiks durchzusetzen scheint (Fuhrmann et al., 2021), fanden Forscher und Forscherinnen der Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg heraus, dass die Mikroplastikpartikel mithilfe von Eisenoxid-Nanopartikel („smart Rost“) aus dem Wasser entfernt werden können. Dazu bilden die Nanopartikel mit dem Plastik Agglomerate, welche mit Magneten abgeschieden werden können (Sarcletti et. al., 2021).

Ziel dieser Bachelorarbeit soll es sein, sich dem Thema der vierten Reinigungsstufe am Beispiel der Kläranlage Braunsbedra zu widmen sowie zu untersuchen, wie besonders bei kleineren KA eine vierte Reinigungsstufe integriert werden kann und welche Ergebnisse damit möglich sind.

Umgesetzt werden soll dieses Ziel mit einem Mikrodrehfilter der Firma PWL GmbH & Co. Anlagentechnik KG. Dieser hat eine 77 µm Bespannung und kann somit feinste Teile aus dem Abwasserstrom entfernen. Da eine Messung des kompletten Abwasserstromes aus Kapazitätsgründen des Filters nicht möglich ist, wird ein Teilvolumenstrom aus dem Ablaufbecken behandelt. Der erhaltene Filterkuchen ist anschließend auf dessen Bestandteile zu untersuchen.

Es ist zu hinterfragen, ob und falls ja, man den Prozess der Abwasserreinigung mittels weitestgehenden Feststoffrückhalt optimieren kann und sollte. Ein mögliches Problem können Mikroverunreinigungen sein, welche über Ablauf und Klärschlammvererdung in die Natur ausgetragen werden. Eine Aufnahme der Verunreinigungen (z. B. Mikroplastik) in den Nahrungskreislauf ist zu verhindern.

Abzuschätzen ist dabei die Sinnhaftigkeit einer dauerhaften Anwendung eines Trommelfilters für kleinere Kläranlagen.

Besondere Relevanz erhält dieses Thema durch ansteigende Anforderungen an das gereinigte Abwasser. Viele Pilotanlagen mit der Größenklasse 5 sind bereits mit einer weiterführenden Reinigungsstufe ausgestattet. Oft verwendet werden dabei die Membranfiltration, die Ozonung oder auch die Aktivkohle-Adsorption (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 2020). Diese Prozesse der Spurenstoffentfernung und Desinfektion sind jedoch wirtschaftlich nur bedingt für kleinere Kläranlagen, wie Braunsbedra umsetzbar. Daher ist es sehr sinnvoll zu testen, inwieweit ein Trommelfilter die zusätzliche Reinigungsstufe übernehmen kann.

2. Theoretische Grundlagen

2.1. Plastik

2.1.1 Definition

Laut der Kommission Bodenschutz beim Umweltbundesamt, handelt es sich bei Plastik um anthropogene Kohlenstoff-Polymere (Grathwohl et al., 2020).

Somit ist Plastik nur eine umgangssprachliche Bezeichnung für Kunststoffe. Diese heben sich deutlich von natürlichen Werkstoffen wie bspw. Holz aufgrund ihrer Beständigkeit, Formbarkeit, Kosten sowie Adaptivität ab (Waldschläger, 2019).

Global betrachtet, ist ein stetiger Anstieg der Produktionsmenge von Plastik seit 1950 zu verzeichnen. 2019 sind 368 Millionen Tonnen Kunststoff hergestellt worden. Jedes Jahr steigt dieser Wert um ca. 10 Millionen Tonnen an (PlasticsEurope; Consultic; Conversio, 2020).

Daraus folgende Probleme sind schon jetzt zu erkennen, bspw. die Erschöpfung der Erdölreserven, die Verschmutzung der Natur, besonders der Meere und Ozeane sowie die mangelhafte nachhaltige Entsorgung oder Verwertung.

Im europäischen Bereich ist dagegen eine nahezu stagnierende Produktion von Kunststoffen zu verzeichnen. Um die Produktionsmenge jedoch zu senken, wurde am 03.07.2021 der Verkauf von Einwegplastikartikeln wie bspw. Einwegbecher, Fast-Food-Verpackungen aus expandiertem Polystyren sowie Wattestäbchen, Besteck, Trinkhalmen, Teller, Rührstäbchen und Luftballonstäben aus Kunststoffen EU-weit verboten (Bundesregierung, 2021).

Zusätzlich laufen diverse innerpolitische Initiativen, welche die Verschmutzung der Meere oder die Verwendung von Mikroplastik in Kosmetika zu stoppen versuchen (Bündnis 90/Die Grünen, 2018).

2.1.2 Eigenschaften

Anhand der Eigenschaften und der Eignung von Kunststoffen lässt sich erkennen, wieso jährlich die globale Produktionsmenge um circa 10 Millionen Tonnen steigt.

Sie werden dabei in drei Gruppen eingeteilt: Thermoplaste, Duroplaste und Elastomere.

Thermoplaste sind meist lineare (teilkristalline) aber auch verzweigte unvernetzte Molekülketten. Sie sind aufgrund der nicht vorhandenen Vernetzung einschmelz- sowie verformbar. Thermoplastische Kunststoffe bilden daher den größten Anteil aller Kunststoffe, wie in folgendem Kreisdiagramm (Abb. 1), beispielhaft für Deutschland, zu sehen ist.

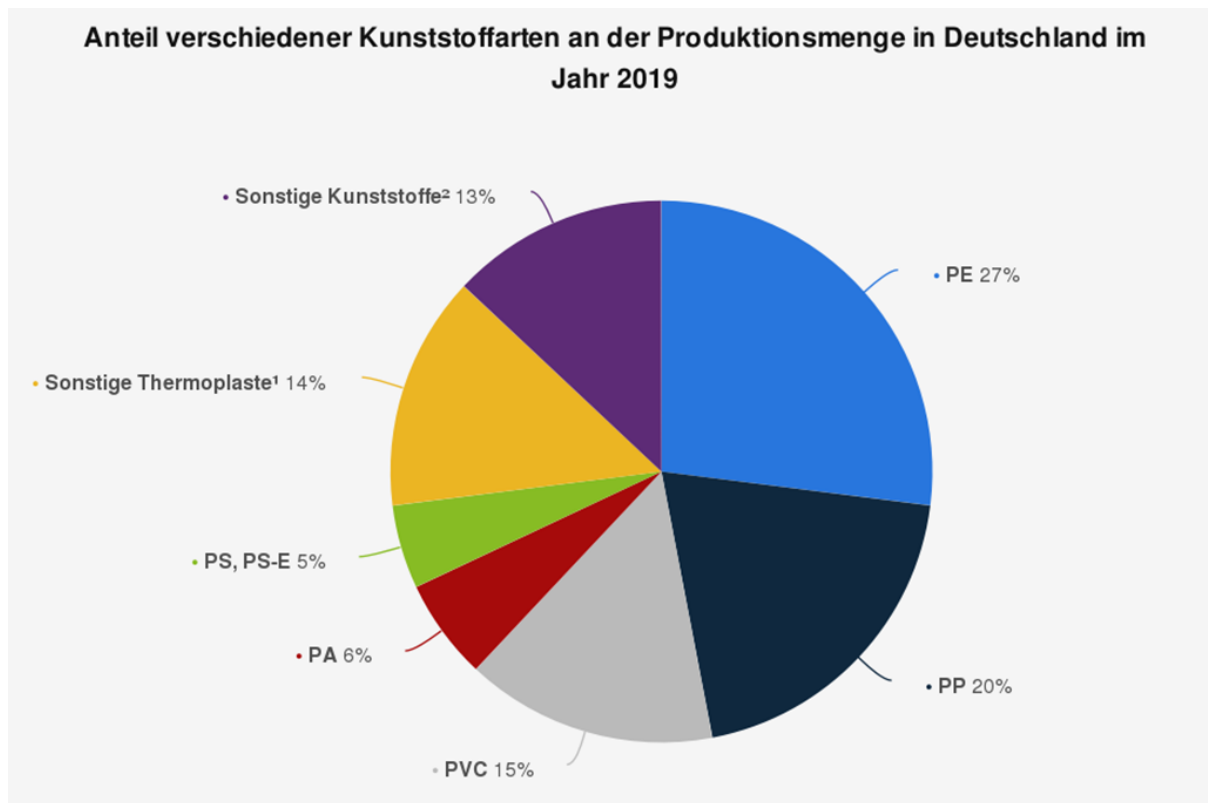


Abbildung 1: Kunststoffarten an der Produktionsmenge in Deutschland
 (VDMA, PlasticsEurope,bvse,Industrievereinigung Kunststoffverpackung;BKV; Statista 2020)

Die meisten produzierten Thermoplaste sind Polyethylen (PE), Polypropylen (PP), Polyvinylchlorid (PVC), Polyamid (PA) sowie Polystyrol (PS). Jeweilige Eigenschaften und Verwendungsformen sind in folgender Tabelle 1 zu finden.

Kunststoff	Eigenschaften	Verwendung
Low Density Polyethylene	<ul style="list-style-type: none"> - flexibel, strapazierfähig - Dichte ca. 0,93 g/cm³ 	Frischhaltefolie, Einkaufstaschen, landwirtschaftliche Folien, Beschichtung von Milchkartons
Linear Low Density Polyethylene	<ul style="list-style-type: none"> - höhere Reißfestigkeit und eine stärkere Stoß- und Durchstoßfestigkeit - sehr flexibel - chemikalienbeständig 	Industrieverpackungsfolie, dünnwandige Behälter, und strapazierfähige Taschen
High Density Polyethylene	<ul style="list-style-type: none"> - reißfester und härter - temp.-beständiger (bis zu 120°C) 	Kisten und Boxen, Spielzeug, Kraftstoffbehälter, Rohre und Haushaltswaren
Polypropylen	<ul style="list-style-type: none"> - Dichte unter 0,92 g/cm³ - gute mech. Eigenschaften und Wärmebeständigkeit - nicht chemikalienbeständig 	Rohre, Joghurt- und Margarinebecher, Gartenmöbel, medizinische Verpackungen und Geräte
Polyvinylchlorid	<ul style="list-style-type: none"> - langlebig - leicht, stabil und feuerbeständig, - sehr gute Isolierungseig. - geringe Durchlässigkeit 	Rohre, Gartenschläuche, Schuhe, aufblasbare Schwimmbecken, Zelte, Planen, Regenkleidung
Polyamid 6	<ul style="list-style-type: none"> - hohe Festigkeit, Steifigkeit und Zähigkeit - chemikalienbeständig 	verschleißwidrige Gleitlager, Buchsen, Zahnräder und Laufrollen
Polystyrol	<ul style="list-style-type: none"> -fest oder expandiert - hart, brüchig (fest) - leicht, stoßdämpfend und gut isolierend (expandiert) 	Gewebekulturschalen, Reagenzgläser, Petrischalen (fest) Dämmung gegen Schall und Wärme, Surfbretter (exp.)

Tabelle 1: Eigenschaften und Verwendungen ausgewählter Kunststoffe

(Fath, 2019) (PlasticsEurope/Der Verband der Kunststoffherzeuger, 2021)

(Kaiser, 2020)

Hierbei ist jedoch zu beachten, dass eine solche Zuordnung der Eigenschaften nicht ausreichend ist, um die Kunststoffe sinnvoll zu vergleichen. Dementsprechend wurden Tabellen erstellt, in denen bspw. die Chemikalienbeständigkeit eines Kunststoffes mit vielen spezifischen Stoffen, wie etwa Schwefelsäure oder Wasserstoffperoxid bei verschiedenen Temperaturen hinterlegt sind.

Duroplaste hingegen sind wesentlich engmaschiger und weisen Vernetzungspunkte auf. Somit sind sie deutlich stabiler, jedoch auch nicht thermisch recyclebar (Waldschläger, 2019).

Elastomere sind sehr weitmaschig vernetzt. Dadurch werden elastische Eigenschaften erreicht. Durch die chemische Vernetzung ist auch in diesem Fall kein direktes Recycling über Schmelzen möglich (Waldschläger, 2019).

Jedoch existieren andere Möglichkeiten, wie z. B. das Mahlen mit anschließender Verwendung in der Herstellung oder das Verarbeiten zu Folien und Platten mithilfe eines Bindemittels. Eine Verschlechterung der Eigenschaften ist dennoch nicht auszuschließen (Kaiser, 2020).

Wie anhand der Eigenschaften zu erkennen ist, sind Kunststoffe vielen anderen Materialien überlegen. Erreicht wird dies durch die Adaptivität der Kunststoffe an die jeweilige Aufgabe mit Zugabe von Additiven, Weichmachern, Farben, Brandschutzmitteln oder Anderem (Fath, 2019).

Von den Metallen hebt sie ihre geringe Dichte, ihre elektrische und thermische isolierende Wirkung sowie deren chemische Resistenz ab. Transparenz sowie komplizierte Formen können vergleichsweise einfach hergestellt werden (Fath, 2019).

Auch Materialien wie Papier und Pappe können nicht mit Kunststoffen im direkten Anwendungsfall mithalten. Während Wasser für Pappverpackungen ein Problem darstellt, können Plastiktüten bspw. auch im Regenfall ohne Probleme benutzt werden.

Da Kunststoffe aufgrund des Erdölverbrauchs und der fehlenden umweltfreundlichen Beseitigung einen negativen Ruf haben, wächst der Trend zu Biokunststoffen (Waldschläger, 2019). Kriterien dafür sind die natürliche Rohstoffquelle sowie die biologische Abbaubarkeit (Fath, 2019). Ein Beispiel dafür ist Polymilchsäure (PLA).

2.2 Mikroplastik

2.2.1 Definition

Laut Namensgebung müsste es sich bei Mikroplastik um den millionsten Teil eines Kunststoffes handeln. Logisch wäre dabei der Mikrometerbereich, welcher aber keine Anwendung findet (Fath, 2019). Eine einheitliche Definition ist derzeit noch nicht festgelegt. Nach dem Umweltbundesamt von Österreich (Gmeiner et al., 2015) setzt sich die Definition von Imhof et al. 2013 (contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles) durch.

Diese bezeichnen Kunststoffteile von 1-5 mm als große Mikroplastikpartikel (Large Microplastic Particles, L-MPP) sowie Kunststoffteile von 1 µm bis 1 mm als kleines Mikroplastikpartikel (Small Microplastic Particles, S-MPP).

Die Anwendung einer einheitlichen Definition ist nötig, um die Ergebnisse diverser Studien und Forschungen vergleichen zu können.

Die European Chemical Agency schlägt als Definition für Mikroplastik folgendes vor:

„ein Material, das aus festen polymerhaltigen Partikeln besteht, denen Additive oder andere Substanzen zugesetzt worden sein können, und wobei ≥ 1 Gew.-% der Partikel alle Abmessungen $1 \text{ nm} \leq x \leq 5 \text{ mm}$ oder bei Fasern eine Länge von $3 \text{ nm} \leq x \leq 15 \text{ mm}$ und ein Verhältnis von Länge zu Durchmesser von > 3 aufweisen“ (European Chemical Agency, 2019).

Weiterhin wird die Herkunft von Mikroplastik unterschieden. Primäres Mikroplastik bezeichnet direkt von der Industrie hergestellte Kunststoffprodukte. Meist verwendete Formmassen für Kunststoffe sind Granulate, Pulver, Lösungen oder Pasten, wobei nur feste, unlösliche, partikuläre und nicht biologisch abbaubare Kunststoffe unter dem Begriff Mikroplastik zu verstehen sind (Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V. , 2019).

Sekundäres Mikroplastik hingegen entsteht durch den Zerfall von Primärplastik. Zu den Abbauprozessen gehören

- biologischer Abbau,
- photooxidativer Abbau,
- thermooxidativer und thermischer Abbau,
- hydrolytischer Abbau,
- mechanische Desintegration.

(Miklos et al., 2016) nach ((Andrady, 2011): Microplastics in the marine environment)

Relevant ist diese Unterscheidung aufgrund der porösen Oberfläche von sekundären Mikroplastik, welche mehr Fläche für Umweltschadstoffe bietet (Liebmann et al., 2015).

2.2.2 Emission

Mikroplastikquellen in Deutschland

In nachfolgender Abbildung 2 ist die jährliche Pro-Kopf-Emission von Mikroplastik in Gramm in Deutschland Stand Juni 2018 dargestellt.

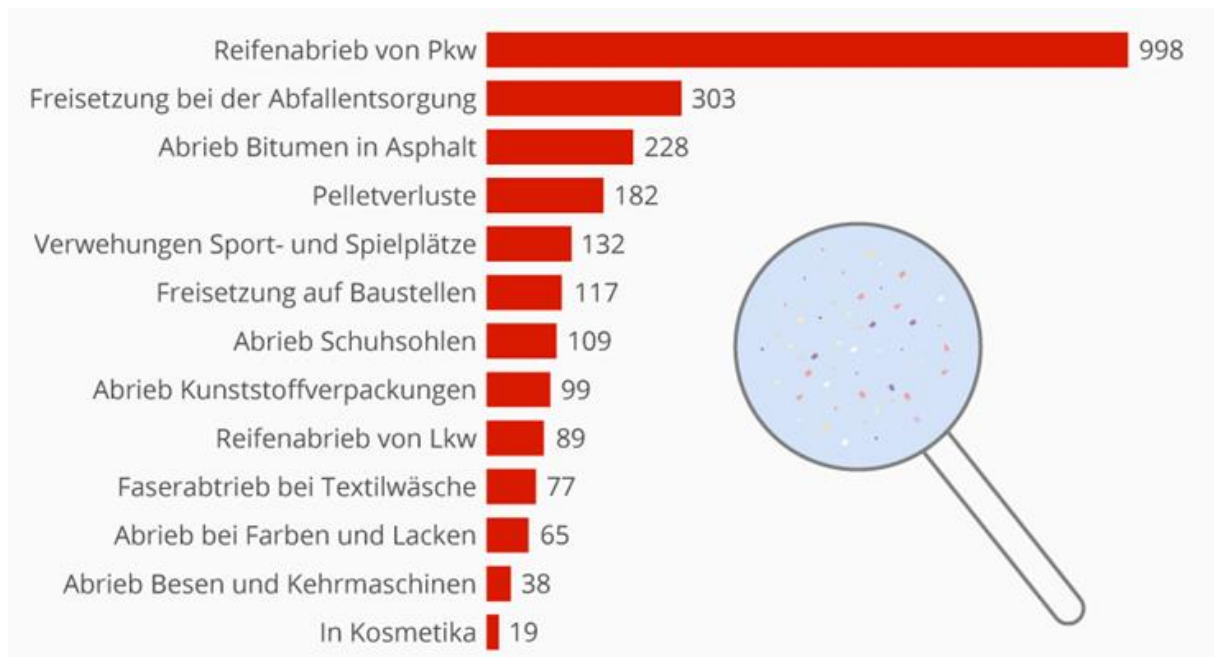


Abbildung 2: MP-Pro-Kopf-Emission
(Fraunhofer-Institut, Statista 2018)

Zusammengefasst ist der Abrieb der größte Verursacher von Mikroplastik. Deutlich zu erkennen ist der große Anteil durch Bewegung und Transport (Pkw, Lkw und Schuhsohlen). Primäres Mikroplastik scheint demnach weniger ausgestoßen zu werden, wie anhand der Kosmetika und Baustellen zu sehen ist. Zu hinterfragen ist nun, wie sich die Kunststoffe verbreiten und ob sie schädliche Auswirkungen auf die Umwelt aufweisen.

Ein möglicher Hotspot für Mikroplastik kann dabei die Zentralkläranlage sein, welche diverse Abwässer von Gewerbe, Industrie und Haushalt behandelt, da hier viele verschiedene Kunststoffe (-quellen) vorstellbar sind.

Das in den Vorfluter geleitete Wasser kann demnach noch diverse Kunststoffpartikel enthalten, sofern diese nicht in den Reinigungsschritten gänzlich entfernt werden.

Der deutlich zu erkennende Optimierungsbedarf ist derzeit jedoch noch nicht ausreichend beachtet bzw. verpflichtend. Beispielhaft ist hier die kunststoffproduzierende oder -verarbeitende Industrie zu nennen. Diese beinhaltet z. T. Prozesse wie Spülen, Waschen, Transport, Lagerung, wobei enthaltene Kunststoffpartikel abgetrennt werden können und

anschließend in die Kanalisation gelangen (Mintenig et al., 2014).

Da dieses Problem neben der umwelttechnischen Belastung auch einen Verlust an Edukten und Produkten bedeutet, gründete PlasticsEurope Deutschland e.V. die Clean Sweep®-Initiative, welche einen umfassenden Wertkettenschöpfungsansatz erfordert und Maßnahmen bzw. Hinweise für einen gründlichen Umgang mit Kunststoffen bietet. Derzeit sollen 14 Verbände dieses Versprechen unterzeichnet haben (PlasticsEurope, 2021).

Eine rechtliche Verpflichtung gibt es jedoch derzeit noch nicht (Mintenig et al., 2014).

2.2.3 Immissionion

In nachfolgender Abbildung 3 sind die Eintragspfade für Kunststoffe in die aquatische Umwelt dargestellt.

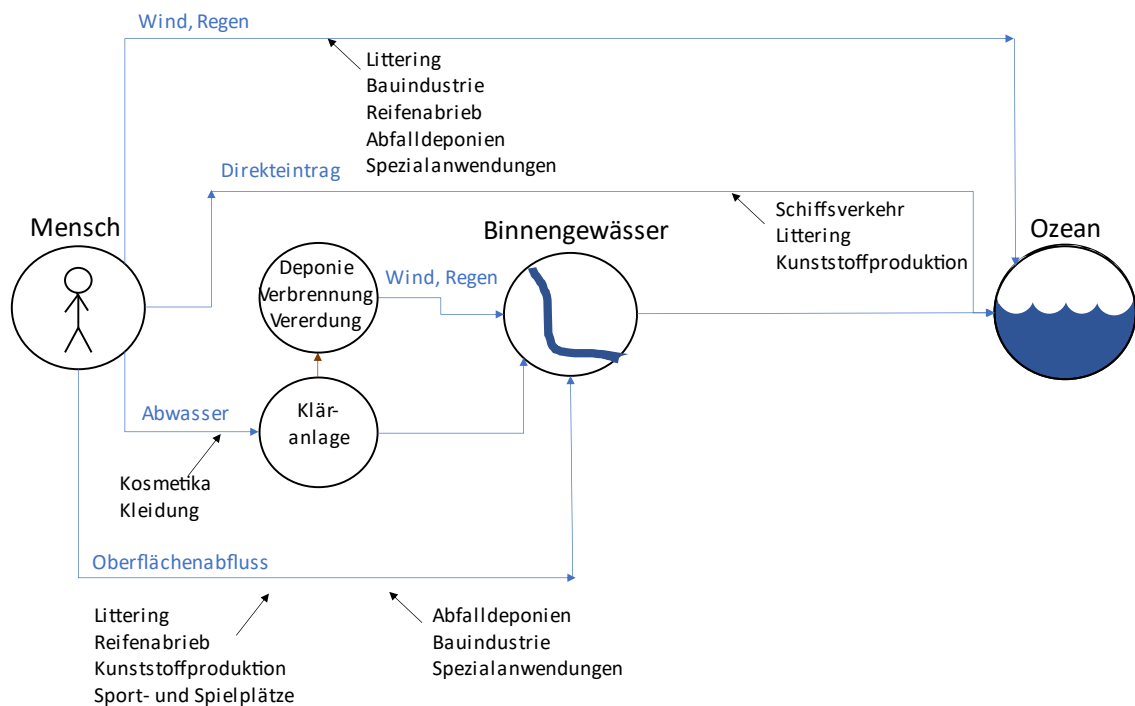


Abbildung 3: Quellen und Eintragspfade von Mikroplastik
(Waldschläger, 2019)

Mögliche Eintragspfade für Kunststoffe in Gewässer sind demnach Direkteinträge, Abwässer, Regen, Wind und Oberflächenabflüsse, wobei die letzteren beiden den größten Einfluss besitzen (Waldschläger, 2019).

Zu beachten ist, dass Kläranlagen nur als Einleiter und nicht als Quellen zu betrachten sind. Aufgrund der momentan noch sehr unterschiedlichen Beprobungsmethoden ist eine genaue Aussage über die Belastung der Gewässer durch Kläranlagen noch nicht möglich. Derzeit geht

man davon aus, dass ca. 95 % des Mikroplastiks zurückgehalten wird (Mintenig et al., 2014). Aktuell ist das Schadenspotenzial von Mikroplastik in der Umwelt noch nicht genau bestimmt. Viele ökotoxikologische Studien neigen dazu mit deutlich höheren Schadstoffkonzentrationen zu arbeiten, als bis jetzt nachgewiesen wurden (Waldschläger, 2019).

Man geht derzeit von vier großen Problemen bei der Beurteilung der Auswirkungen aus.

1. Aufgrund der Diversität von Größe, Form und Eigenschaften, welche sich im Verlauf ändern (Fragmentierung, Degradation und Biofouling), ist die Untersuchung der Auswirkung nur schwierig zu ermitteln.
2. Die unterschiedlichen Eigenschaften von MP führen auch zu unterschiedlich anhaftenden Schadstoffen, darunter auch Additive und Weichmacher.
3. Konzentrationsverläufe, Verteilungen und der Transport von MP variieren sehr stark und sind bislang unzureichend untersucht.
4. Es existiert keine Methode, um die Verteilung von MP geeignet zu erfassen. Besonders Partikel < 333 µm sind kaum beprobbar (Koelmans et al., 2017).

Die Probleme verhindern, dass momentan eine eindeutige Antwort bzgl. der Toxizität von MP in der Umwelt gegeben werden kann.

Folgende Auswirkungen werden derzeit für das marine Ökosystem diskutiert:

Der Gasaustausch am Meeresboden zwischen Oberflächen- und interstitiellem Wasser der Sedimente wird gehemmt und kann zur Hypoxie der Wasserorganismen führen (Zeng, 2018). Durch das MP wird die Sedimentzusammensetzung verändert, was besonders kleine Lebewesen beeinflussen kann. Zusätzlich kann der Lichteinfall verringert werden (Bamford et al., 2009).

Hingegen bestätigt wurde bereits, dass MP aufgrund der hydrophoben Oberfläche eine Transportfunktion für Mikroorganismen einnimmt, welche mithilfe der Strömung in neue Ökosysteme eingetragen werden. Natürliche Schwimmer wie Holz oder Seetang haben aufgrund der natürlichen Degradierung nur geringere Auswirkungen (Derraik, 2002).

Entstehende Folgen können vorerst nur abgeschätzt werden, besonders in Verbindung mit Versauerung oder Überfischungen sind negative Auswirkungen zu erwarten (Worm et al., 2006).

2017 konnten bereits in 690 Tierarten MP nachgewiesen werden, darunter Fische, Seevögel, Wale und Krabben (Provencher et al., 2017).

Problematisch ist hierbei, dass das Plastik Magen und Darm verstopfen können und damit weitere Nahrungsaufnahme behindern (Derraik, 2002).

Als anhaftende Schadstoffe konnten bereits Aluminium, Blei, Chrom, Eisen, Kupfer, Zinn und Zink (Andrady, 2011) sowie PCB (polychlorierte Biphenyle) und PAK (polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) bestätigt werden (Shen et al., 2017).

Die Schadstoffe werden somit in erhöhter Konzentration vom Lebewesen aufgenommen. Ob das Mikroplastik dabei mehr Schadstoffe anlagert als natürliche Stoffe, wie Sedimente und Nahrung ist noch nicht nachgewiesen (Koelmans et al., 2017).

Der Transport von MP durch Zellwände ist eher unwahrscheinlich, da MP meist $> 1 \mu\text{m}$ sind, dennoch konnten bei Miesmuscheln Entzündungsreaktionen beobachtet werden (Wright et al., 2013).

2.3 Infrarotspektroskopie

Grundlage der Spektroskopie ist die Wechselwirkung zwischen elektromagnetischer Strahlung und Materie. Wichtige Faktoren sind dabei u. a. Frequenz, Wellenlänge und die Wellenzahl. Letztere ist der Kehrwert der Wellenlänge und findet besonders bei der Infrarotspektroskopie Anwendung (Hecht, 2019).

Der klassische Bereich der Messung ist im mittleren Infrarotbereich von 400 cm^{-1} bis 4.000 cm^{-1} , welcher sich ideal für die Analytik organischer Substanzen eignet (Fath, 2019).

Dort treten diverse Streck- und Biegeschwingungen bei der Materie auf, welche auf verschiedene funktionelle Gruppen hinweisen. Wichtig ist dabei der Fingerprintbereich von 900 cm^{-1} - 1.250 cm^{-1} , da in diesem die meisten Banden zu finden sind (Fath, 2019). Zum Vergleich kann man diverse empirisch erstellte Korrelationstabellen und Datenbanken nutzen. Zu berücksichtigen sind bei der Messung die Temperatur, Aufnahmetechnik, Probenpräparation, Aggregatzustand und mögliche Wechselwirkungen.

Die IR-Spektroskopie wurde bis Anfang der 2000er Jahre meist für die qualitative Analyse eingesetzt. Seit dem Einsatz der FT-IR-Spektroskopie sind auch quantitative Analysen gängig (Skoog et al., 2007).

Voraussetzung für die Messung eines Moleküls ist dessen veränderbares Dipolmoment, (durch bspw. Streckung) welches durch Ladungstrennung hervorgerufen wird. Sauerstoff oder Stickstoff haben keine Ladungstrennung und sind daher auch nicht messbar. Dahingegen ist Wasser (flüssig und gasförmig) und Kohlenstoffdioxid IR-aktiv und muss daher bei der Auswertung der Daten berücksichtigt werden. Die Anzahl der verschiedenen Schwingungen beträgt mit $N = \text{Anzahl der Atome}$, $3N-6$ bei gewinkelten und $3N-5$ bei linearen Molekülen. Wasser hat demnach drei verschiedene Schwingungen: symmetrische Streckschwingungen, asymmetrische Streckschwingungen und Biegeschwingungen (Deformationsschwingung), welche im IR-Spektrum zu sehen sind (Hecht, 2019).

Infrarotspektrometer

Möglicher Aufbau:

Lichtquelle

↓

Michelson Interferometer

↓

Golden Gate (ATR)

↓

Probe

↓

Detektor

Die Lichtquelle kann an ein Michelson-Interferometer angeschlossen sein, welches in folgender Abbildung 4 schematisch dargestellt ist.

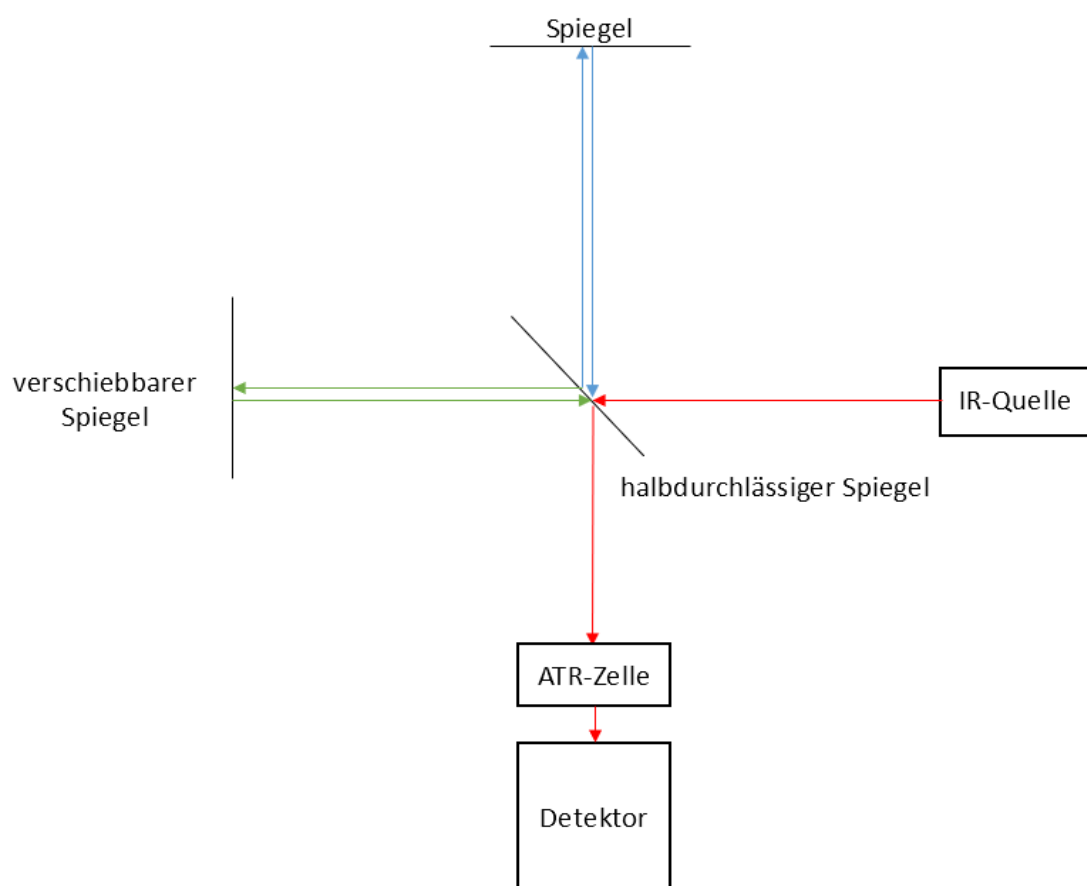


Abbildung 4: Interferometer

(Skoog et al., 2007)

Wichtig ist, dass nur einer der äußeren Spiegel beweglich ist. Wenn nun genau dieser Spiegel bewegt wird, kommt es zur destruktiven Interferenz, d. h. die Wellen überlagern sich und treffen nicht mehr wie bisher (bei gleichen Abständen zum halbdurchlässigen Spiegel) mit Wellental auf Wellental, sondern möglicherweise mit Wellental auf Wellenberg aufeinander. Damit sich die Wellen vollkommen auslöschen, muss der Spiegel um $\frac{1}{4}$ der Wellenlänge bewegt werden. Zur Längenmessung kann ein Helium/Neon- Laser als Referenz verwendet werden. Verändert sich die Intensität des reflektierten Lichts von Maximum auf Minimum, so ist der Spiegel um $\frac{1}{4}$ der Wellenlänge des He/Ne- Lasers bewegt wurden.

Das Interferogramm wird nun durch die Veränderung der optischen Weglänge erhalten (Lichtintensität über Spiegelverschiebung).

Aus dem Interferogramm kann mittels Fourier-Transformation anschließend das Intensität-Wellenzahl- Diagramm für die Probe gebildet werden, sofern die Probe detektiert wurde. Dabei handelt es sich um eine mathematische Lösung, die zeigt, welche Wellenlänge zu welchem Beitrag im Interferogramm enthalten ist. Vergleicht man dieses mit dem Background (Luft), so kann durch $T = I/I_0$ das Transmissionsspektrum erstellt werden. Um aussagekräftige Spitzen zu erhalten, muss der Datenpunktabstand halb so groß wie die spektrale Auflösung sein (Skoog et al., 2007).

Vor- und Nachteile der ATR im MIR-Bereich:

Vorteile: nicht lösliche Substanzen messbar, hoch absorbierende Stoffe testbar

Nachteile: nur Oberflächenmessung (nicht in die Probe hinein), mechanisch und thermisch nur gering belastbar, teuer, Intensitätsverteilung wellenzahlabhängig (Hecht, 2019).

Bei diesem Versuch befindet sich vor dem Detektor die ATR-Einheit (abgeschwächte totale Reflexion). Der ATR-Kristall wird dabei an die Probe gepresst und fungiert als Lichtleiter. Der Strahl wird von dem Medium mit hohem Brechungsindex (ATR-Kristall) auf ein Medium mit niedrigem Brechungsindex (Probe) gelenkt. Dabei kommt es zur Reflexion des Strahls auf den Kristall. Hierbei ist eine Mehrfachreflexion an der Grenzfläche möglich. Das Licht tritt dabei bis zu $1 \mu\text{m}$ tief in die Probe ein und wird teils absorbiert (materialspezifisch). Der reflektierte Strahl ist in einigen Frequenzen geschwächt und kann an einem Detektor gemessen werden. Das erzeugte Spektrum ähnelt trotz Bezeichnung gewöhnlichen Absorptionsspektren (Fath, 2019).

Eine Möglichkeit zur Identifizierung und Quantifizierung von chemischen Komponenten ist das Mapping. Dieses ermöglicht als verbindendes Verfahren von Messpunkten bspw. das Erkennen von Plastikteilchen in einer Matrix. Dabei handelt es sich um eine Kopplung von einem Infrarotmikroskop mit einem (optischen) Mikroskop (Skoog et al., 2007).

Diese räumliche Anordnung kann als „chemische Landkarte“ verstanden werden (Mintenig et al., 2014).

Zum Start der Messung müssen mehrere Messpunkte in der Ebene ausgewählt werden. Diese können mithilfe von Autofokus und einer Fokussieroptik (Lichtmikroskop und Kamera) in der Tiefe definiert werden. Aufgrund der symmetrischen Anordnung im Objektiv trifft die Infrarotstrahlung auf den exakt gleichen Messpunkt. Durch die Probe kann es zur Energieabsorption kommen, welche als spektrale Information zu verstehen ist. Schritt für Schritt können nun die Messpunkte individuell, automatisiert angefahren werden (Fath, 2019) (Skoog et al., 2007).

Neben dem Mapping kann zur Identifizierung und Quantifizierung von Stoffen auch das FT-IR-Imaging verwendet werden. Das Imaging ist ein bildgebendes Verfahren, bei dem bspw. mittels eines FPA (Focal Plane Array) Detektors, dessen IR-Strahlungsdetektoren zweidimensional angeordnet sind, die räumliche Verteilung der Probenzusammensetzung sichtbar gemacht werden kann. Vorteilhaft ist hierbei die Geschwindigkeit und die Auflösung im Vergleich zu Einzelmessungen. Jeder Pixel des erhaltenen Bildes beinhaltet ein einzelnes Spektrum (Fath, 2019).

2.4 Raman-Spektroskopie

Auch mit Raman lassen sich Rotations- und Schwingungsspektren von Molekülen und Polymeren untersuchen, wobei diese nicht rein sind, sondern sich überlagern. Die Raman-Spektroskopie wird dazu meist mit einem (optischen) Mikroskop gekoppelt, wobei man ein Emissionsspektrum als Ergebnis erhält. Grundlage der Raman-Spektroskopie ist der Raman-Effekt. Dieser Effekt beschreibt die Wechselwirkung von Materie mit monochromatischem Licht. Neben dem durchdringenden Licht (Transmission) existiert ein kleiner Anteil (0,01 %) an gestreutem Licht, welches auch als Rayleigh-Strahlung bezeichnet wird und die gleiche Frequenz wie das monochromatische Licht besitzt. Ein anderer Teil des eingestrahlenen Lichts (ca. 8%) wird von der Probe absorbiert und emittiert. Dabei werden die Elektronen auf ein höheres (virtuelles) Energieniveau angehoben und fallen anschließend entweder wieder auf das Anfangsniveau ab (Rayleigh), auf ein höheres Niveau als das Anfangsniveau (Stokes) oder auf ein niedrigeres Niveau (Antistokes) ab. Ein photoelektronischer Detektor kann nun

die absorbierte und emittierte Strahlungsenergie messen. Der Raman-Effekt existiert jedoch nur, wenn sich innerhalb einer Schwingung die Polarisierbarkeit der an der Bindung beteiligten Atome ändert. Eine Schwingung kann demnach entweder mittels Raman- oder mittels IR-Spektroskopie nachgewiesen werden, aber nie mit beiden (Fath, 2019).

3. Stand der Wissenschaft und Technik

Im folgenden Kapitel werden die Durchführungen und Ergebnisse von zwei ausgewählten Untersuchungen dargestellt. Um einen Vergleich mit der Mikroplastikbestimmung in der Kläranlage Braunsbedra zu ermöglichen, können die Ergebnisse des Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) genutzt werden. Diese beziehen sich auf verschiedene Kläranlagen mit Variationen bzgl. Abwasserursprung und Größenklasse.

Um die Eintragspfade des Mikroplastiks besser verstehen und nachvollziehen zu können, sowie Einblicke in die Probenaufbereitung zu erhalten, sind unter Gliederungspunkt 6.2 die Untersuchungen und Ergebnisse des Umweltbundesamtes Österreich aus dem Bericht: Plastik in der Donau dargestellt.

3.1 Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des OOWV

Der folgende Abschnitt bezieht sich auf den Abschlussbericht: „Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) in Niedersachsen“ von 2014.

Probennahme

Die Probennahme erfolgte in einem Zeitraum von sieben Tage in 12 ausgewählten Kläranlagen. Mit diesen sollte eine Variation hinsichtlich des Ursprungs der Abwässer (gewerblich, industriell, häuslich) und der Größenklasse der Kläranlage erreicht werden. Die Kläranlagen sind für 7.000 EW (Sandstedt) bis 210.000 EW (Oldenburg) ausgelegt.

Untersucht wurden hierbei Ablaufwasser, eingedickter Klärschlamm sowie abgeschiedene Leichtstoffe. Somit kann die Gesamtmasse an Mikroplastik aus ungeklärtem Abwasser bestimmt werden. Im Folgenden wird nur der Ablaufwasserstrom betrachtet.

Mittels einer Pumpe wurden dem jeweiligen Ablauf bzw. dem Nachklärbecken, falls der Ablaufstrom schwer zu erreichen oder stark schwankend war, 19 l/min (ca. 1 m³/h) entnommen. Die Feststoffe wurden an einem 10 µm Kerzenfilter zurückgehalten und aufkonzentriert. Abhängig vom Schwebstoffgehalt beträgt das so filtrierbare Volumen 390 – 1.000 Liter, welches auch das Gesamtprobenvolumen der jeweiligen KA ist. An den Beprobungstagen hat es nur wenig bis gar nicht geregnet.

Zusätzlich zu erwähnen ist, dass die KA in Oldenburg mit einer Schlussfiltration ausgestattet ist. Die Beprobung erfolgte hierbei vor und hinter der Filtration, um die zurückgehaltene Plastikmenge zu bestimmen.

Probenvorbereitung

Die Oxidation des Rückstands erfolgte mittels Enzyme und anschließender Dichteseperation durch Zinkchlorid. Ziel ist es dabei, Pflanzenmaterial, Fette, Proteine und Insektenpanzer abzubauen, ohne die Kunststoffe zu beschädigen. Die Vorgehensweise muss dabei langsam, schrittweise, angepasst an pH-Wert und Temperatur erfolgen.

Da die Ablaufproben aufgeteilt werden mussten, entschied man sich aufgrund des zeitlichen Aufwandes nur $\frac{1}{4}$ jedes Filters (ein senkrechter und ein waagerechter Streifen) zu messen und anschließend hochzurechnen.

Zur Identifizierung der Partikel wurden die Banden im Bereich von 1.480 cm^{-1} - 1.430 cm^{-1} und 1.790 cm^{-1} - 1.700 cm^{-1} verwendet. Zusätzlich wurden jeweils Größe, Form und Farbe bestimmt.

Ergebnisse

Um Kontaminationen aufzudecken, wurden drei Blindproben (100 l vorgefiltertes Wasser) parallel getestet. Dabei konnte eine hohe Menge (42 – 85 Partikel) an PP festgestellt werden, welches aufgrund der blauen Farbe auf die Deckel der Schottflasche schließen lässt (Abrieb bei Öffnen und Schließen). Diese blauen Partikel wurden in nachfolgenden Untersuchungen nicht berücksichtigt.

Bei den Mikroplastikpartikeln $< 500\text{ }\mu\text{m}$ konnten 14 verschiedene Kunststoffe nachgewiesen werden, wobei die meisten eine weiße bis transparente Tönung aufwiesen. Die Anzahl der Partikel lag zwischen 77 m^{-3} (Neuharlingersiel) bis 712 m^{-3} (Essen). Die Schlussfiltration in Oldenburg konnte die Partikelmenge von 173 m^{-3} auf 12 m^{-3} reduzieren. Zu erwähnen ist, dass die Kläranlage in Holdorf mit 8.851 Partikeln deutlich über den anderen liegt und daher getrennt betrachtet wird.

Die unregelmäßige Form der Teile lässt auf häusliche Herkunft schließen. Man vermutet hierbei Abrieb von Küchengeräten. Kugeln, wie meist in Kosmetika verwendet, wurden nur wenig gefunden. Die hohe Menge an PVAL lässt auf einen großen Verbrauch von Hygieneprodukten schließen. Einen direkten Zusammenhang zwischen Partikeln und Herkunft (hohe Mengen industrieller Abwässer in Essen, Scharrel und Holdorf) lässt sich vorerst nicht erkennen.

Von den insgesamt 965 Kunststoffpartikeln ($< 500\text{ }\mu\text{m}$) waren die meisten im Bereich von $50 - 100\text{ }\mu\text{m}$. Nur 4,7 % waren größer als $250\text{ }\mu\text{m}$.

In den Abläufen konnten zwischen 0 und 52 Partikel $> 500\text{ }\mu\text{m}/\text{m}^3$ nachgewiesen werden.

Von den identifizierten Partikeln waren 75 % aus PE und 20 % aus PP. Die restlichen Partikel sind als Einzelfunde zu definieren. Ähnlich zu den kleineren Partikeln konnte auch hier die

Emissionsquelle nicht sicher festgelegt werden. Hauptsächlich handelte es sich um Fragmente und Folien, was erneut in Richtung der häuslichen Abwässer, bspw. Küchenprodukte deutet. Die Fasern wurden nach Farben kategorisiert, wobei blau bis schwarz und transparent am meisten vertreten sind. Da die KA in Holdorf zu viele Fasern enthielt, entschied man sich nur eine Unterprobe zu zählen und die Gesamtmenge abzuschätzen. Nach dem Auszählen wurden die Blindwerte der Negativproben abgezogen.

Die Messung der dünnen Fasern gestaltete sich als besonders schwierig, woraufhin einzelne Fasern direkt angefahren wurden und mit höherer Auflösung untersucht wurden. Von jeder Farbkategorie wurden 15 Proben (falls vorhanden) untersucht. Die Fasern waren zwischen 135 μm und 20 mm lang und ca. 20 μm breit. Rund die Hälfte der Fasern hatten einen natürlichen Ursprung (Baumwolle, Cellulose usw.).

Die Fasermengen wurden genau wie die Partikel auf 1 m^3 hochgerechnet. Die erhaltene Fracht beträgt zwischen 98 m^{-3} (Burhave) und 1.479 m^{-3} (Schillig). Die Fracht in der KA Holdorf beträgt 4.808 m^{-3} . Bei allen KA sind die Polyesterfasern (PEST) überwiegend.

Die Gesamtfracht ergibt sich aus der Summe der Partikel unter 500 μm , der über 500 μm und den Fasern. Die ermittelten Extrema lagen bei 270 m^{-3} (Brake und Burhave) und 1.898 m^{-3} (Schillig). Der Mittelwert beträgt 897 m^{-3} . Für die Berechnung dieses Wertes wurde die KA in Holdorf nicht berücksichtigt (13.700 m^{-3}). Die Schlussfiltration in Oldenburg konnte die Fracht um 97 % reduzieren.

Primär wurden Polyester (bspw. PC und PET) und Polyethylen gefunden, was aufgrund der Verwendungsmenge im Haushalt nicht überraschend ist.

Eine Bestimmung des Gewichtes wurde nicht durchgeführt. Somit sind die Jahresfrachten in Stück angegeben. Nach Berücksichtigung der Ausbaugrößen sind Werte von 93 Mio. (Burhave) sowie 2,1 Mrd. (Varel) zu erwarten.

3.2 Plastik in der Donau

Der folgende Abschnitt bezieht sich auf den Bericht: „Plastik in der Donau, Untersuchung zum Vorkommen von Kunststoffen in der Donau in Österreich“ von 2015.

Hintergrund dieser Untersuchung ist der Fund von Kunststoffteilchen in Fischen der Donau. Dabei wurde die Menge der Kunststoffpartikel $> 0,5$ mm gemessen und eine tägliche Fracht von 4,2 t bestimmt, welche in das Schwarze Meer gespült werden soll. Pro 1.000 m^3 Wasser sind mit 55 ± 75 Partikel zu rechnen.

Ziel dieser Untersuchung sollte es nun sein, herauszufinden welche Menge an Kunststoff in Österreich mit der Donau transportiert wird. Dazu musste jedoch zunächst eine geeignete Methode entwickelt werden. Im Mittelpunkt standen dabei ebenfalls Partikel im Größenbereich $> 0,5$ mm. Hierbei ist zu erwähnen, dass auch der Ablauf der Fa. Borealis (Polyolefine GmbH) untersucht wurde, worauf jedoch in dieser Arbeit nicht eingegangen wird.

Probennahme

Als Beprobungsorte wurden Hainburg sowie Aschach an der Donau gewählt. Vorteilhaft sind dabei die Lage (Anfang und Ende der Donau im Gebiet von Österreich), die Zugänglichkeit sowie die Datenverfügbarkeit.

Zweck der Messung ist es, den Massestrom des Plastiks zu bestimmen, indem eine Messdauer festgelegt und die zurückgehaltene Masse an Kunststoff ermittelt wird. Dabei ist eine Vielpunktmessung von Vorteil, da somit eine räumliche und auch zeitliche Variabilität betrachtet werden kann. Aus den erhaltenen Werten kann eine realistische Einschätzung der Jahresfracht bestimmt werden.

Die Netze zum Zurückhalten des Plastiks wurden an mehreren Punkten an jeder Lotrechten (5-10, je nach Messstelle und Durchfluss) angebracht. Dabei verwendete man drei verschiedene Höhen: bodennah, in der Mitte der Wassersäule und wasseroberflächennah, welche stets an das aktuelle Wasserniveau angepasst wurden. Mittels hydrometrischer Flügel konnte zusätzlich die Strömungsgeschwindigkeit an den jeweiligen Punkten bestimmt werden. Für die Probennahmen wurden größtenteils Netze mit $500 \mu\text{m}$ Spaltweite (zum Vergleich auch $250 \mu\text{m}$ und $41 \mu\text{m}$) verwendet.

Probenaufbereitung

Als größtes Problem stellt sich die Abtrennung der Plastikpartikel aus dem Beifang heraus. Dieser besteht größtenteils aus biogenem Material, wie bspw. Laub.

Zunächst wurden die Proben mithilfe von Sieben fraktioniert und anschließend mit einer Kochsalzlösung aufgegossen. Die aufschwimmenden Kunststoffteile konnten so mit einer Pinzette und bloßem Auge einzeln von Personen abgetrennt werden (visuelle Aussortierung). Die Teilchen wurden anschließend gewogen und gezählt.

Eine Oxidation des biogenen Materials mithilfe von Wasserstoffperoxid war nicht erfolgreich. Viele Komponenten wie Wurzeln, Blätter und Zweige blieben zurück. Daher wurde diese Methode nicht weiterverfolgt.

Ergebnisse

Mithilfe der ATR-IR und dem Auszählen der Partikel ist festzustellen, dass mit steigendem Volumenstrom nicht nur die Fracht, sondern auch die mittlere Konzentration an Mikroplastik ($< 5 \text{ mm}$) erhöht ist. Um diese Aussagen zu fundieren, sollten besonders bei höheren Volumenströmen weitere Messungen durchgeführt werden.

Ein Einfluss der Jahreszeit kann ebenfalls vorhanden sein, welcher aufgrund der Messungen fast ausschließlich im Winter nicht zu erkennen wäre. Demnach ist eine Beprobung der Donau während der Sommerzeit ratsam.

Zu beachten ist ebenfalls, dass Netze mit einer Maschenweite von $500 \text{ }\mu\text{m}$ verwendet wurden. Es lässt sich daher nicht einschätzen, welche Mengen an Mikroplastik unter $500 \text{ }\mu\text{m}$ nicht erfasst wurden und in welchem Maße die Frachten ansteigen würden.

Vergleiche der diversen Messpunkte in Aschach lieferten das Ergebnis, dass die gesammelte Plastikmenge im oberen Bereich der Querschnittsfläche deutlich über den Werten am mittleren Bodengrund war. Messungen, welche nur am Uferbereich durchgeführt werden, können demnach fehlerhaft auf deutlich höhere Belastungen schließen.

In Hainburg lässt sich dagegen kaum eine Tiefenschichtung erkennen. Besonders bei höheren Volumenströmen und den damit verbundenen Turbulenzen scheint eine gleichmäßige Vermischung über die komplette Wassersäule zu existieren (unter Ausnahme des Ufers).

Demnach ist die Anwendung einer Vielpunktentnahme begründet, besonders da noch kein eindeutiges Muster bei der räumlichen Verteilung festgestellt werden konnte.

Die errechnete tägliche Mikroplastikfracht beträgt in Aschach $6 \text{ kg} - 40 \text{ kg}$ (Gesamtplastik $10 \text{ kg} - 59 \text{ kg}$) und in Hainburg $6 \text{ kg} - 66 \text{ kg}$ (Gesamtplastik $7 \text{ kg} - 161 \text{ kg}$).

Eine Hochrechnung der Vorjahre lässt darauf schließen, dass 2013 aufgrund des Hochwasser 14 t/a Gesamtplastik in Aschach und 41 t/a Gesamtplastik in Hainburg transportiert wurden.

4. Zentralkläranlage Braunsbedra

4.1 Übersicht

Die nachfolgende Abbildung 5 zeigt die Zentralkläranlage in Braunsbedra. Mittig ist ein leeres Kombibecken zu sehen. Im Hintergrund befinden sich die Leitwarte mit Labor, das Rechenhaus, die Werkstatt sowie eine Garage (von links nach rechts).



Abbildung 5: Zentralkläranlage Braunsbedra
(ZWAG, 2019)

Die Kläranlage wurde zwischen 2000 und 2002 errichtet. Sie ist auf maximal 4.000 m³ Abwasser pro Tag im Trockenwetterfall ausgelegt und wird derzeit mit ca. 2.000 m³ pro Tag bei Trockenwetter belastet.

Im Verbandsgebiet wird das Abwasser von rund 17.800 Einwohnern gereinigt. Die Anlage ist für einen Einwohnerwert von 23.000 ausgelegt und wird mit einem Einwohnerwert von 20.700 beansprucht. 95% des Abwassers werden über das Hauptpumpwerk zur Kläranlage gefördert. Großkayna und Braunsdorf bilden dabei eine Ausnahme. Die Kläranlage Braunsbedra ist eine KA der Größenklasse 4.

In nachfolgender Zeichnung (Abb. 6) ist der Aufbau der Kläranlage vereinfacht dargestellt. Die einzelnen Prozessschritte werden im Weiteren erklärt.

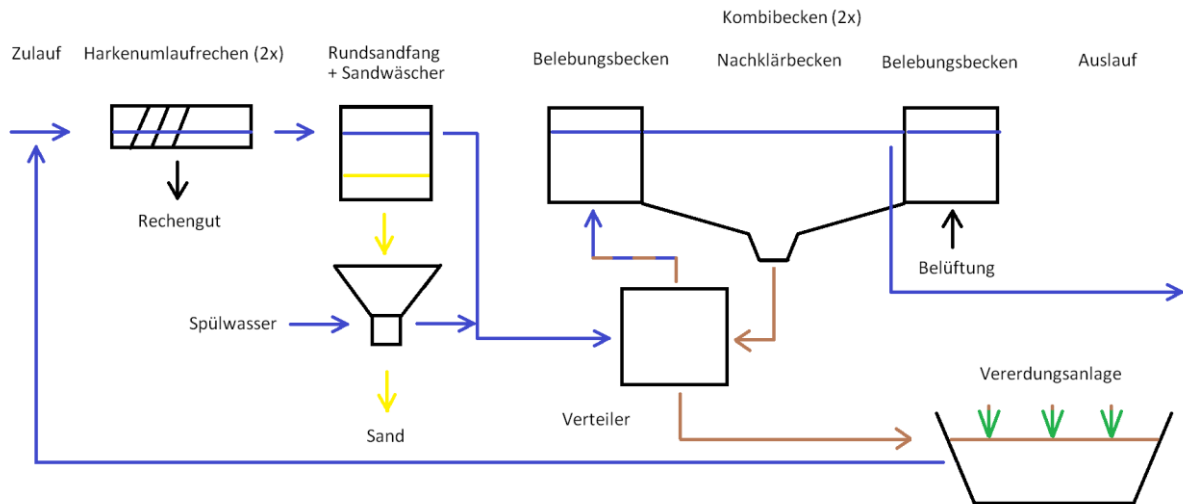


Abbildung 6: vereinfachter Aufbau der Kläranlage

4.2 Mechanische Reinigung

4.2.1 Rechenanlage

Die mechanische Reinigung des Abwassers in der Kläranlage Braunsbedra beginnt mit zwei Harkenumlaufrechen der Firma PWL GmbH & Co. Anlagentechnik KG, welche 2018 eingebaut wurden.

Diese haben ein Feinsieb mit 2 mm Spaltweite und entfernen damit u. a. Steine, Kiesel, Stoff- und Papierfetzen aus dem zweistraßigen Abwassergerinne. Mithilfe einer Förderschnecke sowie einer Rechengutpresse mit Waschfunktion kann das Rechengut komprimiert und gereinigt abgeführt werden.

Um Energie zu sparen, läuft die Anlage nicht dauerhaft, sondern nur, wenn ein bestimmter Füllstand erreicht wird. Dieser wird über eine Radarsonde kontinuierlich gemessen.

Um die Luftqualität im Rechenhaus zu verbessern, wurde bei der Modernisierung ebenfalls eine Belüftungsanlage mit 6-fachem Luftwechsel pro Stunde verbaut. Zusätzlich werden explosionsschützende Maßnahmen, wie z. B. ex-geschützte Schalter, Motoren, Beleuchtungen, Messgeräte, Gerinnenabdeckungen sowie Longopac (patentgefalteter Endlosschlauch zur Entsorgung von Rechengut) verwendet. Folglich ist ein sicheres Arbeiten an der Rechenanlage gewährleistet.

4.2.2 Rundsandfang

Anschließend wird das Abwasser mithilfe eines 84 m³ großen, unbelüfteten Rundsandfanges von Sand befreit. Das Abwasser wird dabei kreisförmig geführt und muss eine Tauchwand überfließen. Der sich dabei langsam absetzende Sand wird zu einem Sandwäscher transportiert. Das anfallende Waschwasser wird direkt weitergeleitet und nicht zurückgeführt, um eine Rückbelastung zu verhindern. Der anfallende Sand wird vor dem Abtransport in einem Container zwischengelagert.

4.3 Biologische Reinigung

4.3.1 Belebungsbecken

Die Kläranlage besitzt zwei Kombibecken, welche einen Durchmesser von 32 m und eine Tiefe von 7 m haben.

In die Belebungsbecken, welche den äußeren Teil der Kombibecken bilden, passen je 4.100 m³ Abwasser.

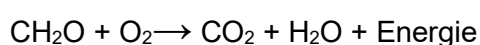
Mittels einer Tauchwand zwischen Ein- und Auslauf des Durchlaufbeckens wird das Abwasser-Schlamm-Gemisch zwangsgeführt und eine Kurzschlussströmung verhindert.

Der Boden jedes Belebungsbeckens wird über eine Fläche von 100 m² belüftet, wodurch eine intermittierende Belüftung gewährleistet wird. Die benötigte Luftmenge wird durch drei Gebläse erzeugt, von denen maximal zwei gleichzeitig laufen. Darüber hinaus wird der Schlamm durchmischt und zeitweise in Schwebelage gehalten. Zusätzlich kann mithilfe einer guten Belüftung die Blähschlamm-Bildung reduziert werden, welcher aufgrund eines Schlammvolumenindex (SVI) von ca. 160 ml/g begünstigt wird.

Im Belebungsbecken laufen abhängig von der intermittierenden Belüftung viele verschiedene Vorgänge ab. Wichtig sind dabei der Substratabbau mit biologischer Vollreinigung, die Denitrifikation, bei der aus Nitrat gasförmiger Stickstoff gebildet wird, sowie die Nitrifikation. Bei der Nitrifikation wird durch die Nitrosomonas im ersten Teilschritt Nitrit und im zweiten Teilschritt mithilfe der Nitrobacter Nitrat gebildet (Röske, 2005).

Abbau org. Stoffe durch Mikroorganismen

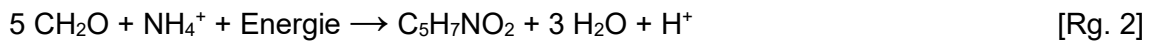
Abbau/ Energiegewinn



[Rg. 1]

(Reaktionsgleichung 1: Energiegewinn Mikroorganismen)

Aufbau/ Wachstum



(Reaktionsgleichung 2: Wachstum Mikroorganismen)

CH₂O steht dabei vertretend für die abbaubaren organischen Stoffe.

Grundlage des Substratabbaus ist eine gute Durchmischung und hohe Verweilzeit, um den Transport der Nahrung zur heterotrophen Zelle zu gewährleisten. Diese bildet bei genügend gelöstem Sauerstoff und ausreichender Nährstoffversorgung (Stickstoff, Phosphor, Spurenelementen) Biomasse (vertreten durch C₅H₇NO₂), Ammonium, Wasser und Kohlenstoffdioxid. Optimal ist dabei ein Nährstoffverhältnis von C:N:P 100:5:1 (Winkler, 2012). Der sich bildende Schlamm flockt aufgrund der Adhäsion und kann im nächsten Reinigungsschritt, der Nachklärung, entfernt werden.

Stickstoffelimination

Nitrifikation, bei aeroben Bedingungen

1. Teilschritt - benötigte Bakterien: Nitrosomonas



(Reaktionsgleichung 3: 1. Teilschritt Nitrifikation)

2. Teilschritt - benötigte Bakterien: Nitrobacter

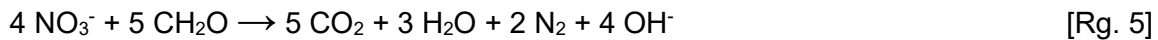


(Reaktionsgleichung 4: 2. Teilschritt Nitrifikation)

Für die Nitrifikation werden autotrophe Mikroorganismen (Nitrobacter und Nitrosomonas) benötigt, welche das anorganische Ammonium zu Nitrat oxidieren und Kohlenstoffdioxid als Kohlenstoffquelle nutzen (Röske, 2005).

Denitrifikation, bei anoxischen Bedingungen

Benötigte Mikroorganismen: fakultativ anaerobe heterotrophe Mikroorganismen



(Reaktionsgleichung 5: Denitrifikation)

Ziel der Denitrifikation ist die Reduktion des Nitrates zu molekularem Stickstoff.

Ebenfalls von Bedeutung ist die Reduktion von Viren und pathogenen (krankheitserregenden) Keimen hauptsächlich durch Adsorption an Feststoffen (Röske, 2005).

Ein Einfluss von Temperaturveränderungen, Sonneneinstrahlung und Fraß durch größere Mikroorganismen ist ungeachtet dessen möglich.

Zur Überprüfung der ablaufenden Prozesse werden Ammonium und Nitrat kontinuierlich über ionenselektive Elektroden sowie täglich im Zu- und Ablauf gemessen. Entsprechend der Belastung ist eine Anpassung des Verfahrens notwendig.

Laut DWA-Regelwerk (August 2006) Arbeitsblatt DWA-A 199-4 müssen gemäß der Eigenüberwachungsverordnung wöchentliche Analysen der Parameter CSB, $\text{NH}_4\text{-N}$, P_{ges} und BSB_5 bei Zu- und Ablauf der Kläranlage durchgeführt werden. Es werden jedoch jeden zweiten Arbeitstag die Parameter in der KA Braunsbedra überprüft. Grund für diesen erhöhten Aufwand ist die alternierende Belüftung.

Im Gegensatz zu Kläranlagen mit getrennter Vorklärung und Belebung, ist bei Kläranlagen mit Belebungsbecken und alternierender Belüftung eine konstante Fahrweise nur schwer umzusetzen. Problematisch sind dabei schwankende Zulaufmengen mit wechselnden Belastungen. Ein Ausgleich der Schwankungen kann mittels großer Belebungsbecken und hoher Verweilzeit (Schlammalter >30 Tage) erreicht werden, um den Mikroorganismen genügend Zeit zu geben, die jeweiligen Stoffe umzusetzen. Jedoch kann es zur Vergrößerung der Lastspitzen kommen. Infolgedessen muss bei bspw. hohem Ammoniumgehalt die Belüftungsdauer erhöht werden. Daraus folgt aber auch eine Verlängerung der Ruhephase. In dieser Zeit kann jedoch der Ammoniumgehalt erneut ansteigen und benötigt noch längere Belüftungsphasen. Es kommt zum „Aufschaukeln“ der Parameter. Die Verwendung von alternierender Belüftung ist daher nur bei kleineren Kläranlagen möglich, welche eine niedrige Schlammbelastung aufweisen. Braunsbedra wird mit nur 0,04 kg $\text{BSB}/\text{d} \cdot \text{kg TS}$ belastet und ist daher geeignet.

In folgender Abbildung 7 ist u. a. der zeitliche Verlauf der Parameter NH_4^+ und NO_3^- vom 27.01.2021 im Belebungsbecken 2 dargestellt. Die Konzentrationen werden mittels ionenselektiver Elektrode kontinuierlich gemessen, anschließend archiviert und graphisch wiedergegeben.

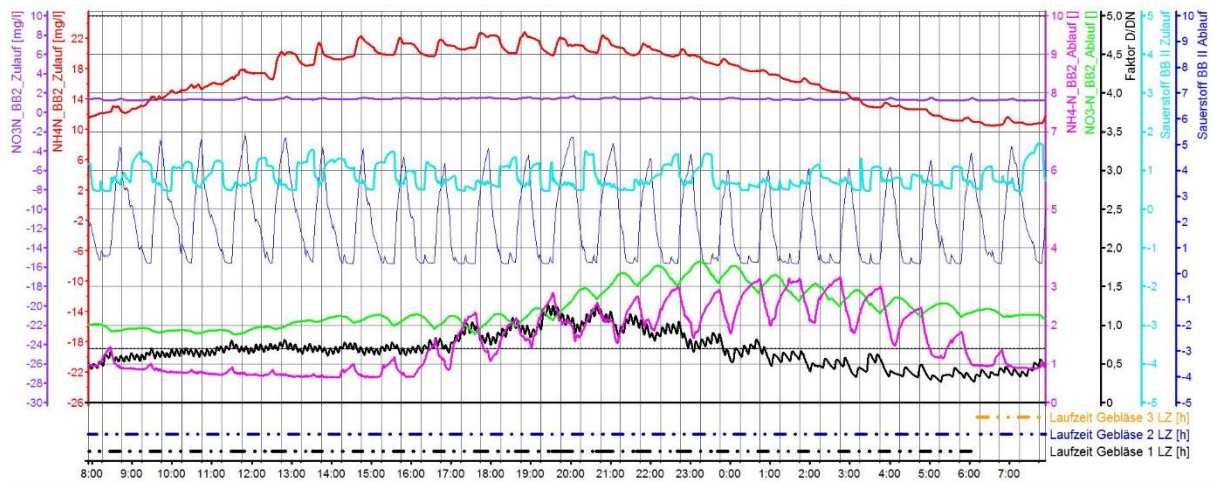


Abbildung 7: Ganglinien Belebungsbecken

Deutlich zu erkennen ist ein Anstieg der beiden Parameter ab 14 Uhr (rosa $\text{NH}_4\text{-N}$ und grün $\text{NO}_3\text{-N}$). Grund dafür ist das Ansteigen der Einlauffrachten von Ammonium (rot) und dem damit zusammenhängenden bereits erwähnten „Aufschaukeln“.

Ebenfalls gut zu sehen ist das Aufeinandertreffen von Wellental auf Wellenberg. Der Zusammenhang der Parameter (siehe Nitrifikation) kann somit sehr gut nachvollzogen werden. Ein Abflachen der Werte ist ab 3 Uhr bei sinkender Belastung zu verzeichnen.

Im unteren Teil des Graphen ist die Belüftungsdauer (schwarz und dunkelblau) des Beckens dargestellt. Ab ca. 19:30 Uhr wird die Belüftungszeit deutlich verlängert, um die hohen Ammoniummengen umzuwandeln. Da jedoch damit auch der Nitratgehalt (grün) ersichtlich ansteigt, muss die Belüftungsdauer wieder reduziert werden.

Der Sauerstoffgehalt im Zulauf des Belebungsbeckens ist dagegen nur schwach schwankend.

Neben den bereits beschriebenen Prozessen wird im Belebungsbecken auch eine simultane aerobe Schlammstabilisierung angeregt. Diese ist nötig, um den Schlamm anschließend verwerten zu können. Ohne Stabilisierung des Schlammes würde eine starke Geruchsbelästigung folgen (Abwassertechnische Vereinigung - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall Regelwerk, 2003).

Optimal für diesen Prozess ist eine geringe Schlammbelastung, welche auf der KA Braunsbedra mit $0,04 \text{ kg BSB/d*kg}$ vorhanden ist.

Durch den Nährstoffmangel sind die Mikroorganismen gezwungen, sich von Reserven zu ernähren (endogene Atmung). Das Produkt ist ein mineralischer, humusartiger Schlamm (Röske, 2005).

4.3.2 Nachklärbecken

Im inneren Teil der Kombibecken befinden sich die Nachklärbecken. Diese haben einen Durchmesser von 16 m, eine Tiefe von 7 m und damit ein Volumen von je 2000 m³. Aufschwimmende Stoffe werden durch die Räumbrücke entfernt. Der sich langsam absetzende Schlamm wird mittels Räumern erfasst und zum Verteiler transportiert. Das gereinigte Wasser wird über eine Rinne, die nah entlang der Außenkante läuft, abgeführt und zum Abflussbecken transportiert.

4.4 Chemische Reinigung

Um den Phosphatgrenzwert im Ablauf einzuhalten, wird Phosphat mithilfe von Eisen(III)-chlorid im Belebungsbecken simultan gefällt. Das entstehende Eisenphosphat kann im Nachklärbecken über den Überschussschlamm abgeführt werden.

Die Verringerung des pH-Wertes aufgrund des Eisensalzes kann durch die Pufferwirkung des sehr harten Wassers ausgeglichen werden, weil dieses einen sehr hohen Gehalt an Carbonat-Ionen hat.

Da in den kommenden Jahren jedoch weiches Fernwasser zur Trinkwasserversorgung angeboten werden soll, kann es zur Verschiebung des Abwassers im Belebungsbecken in den sauren Bereich kommen. Riskant ist dabei ein pH-Wert von unter 5,5, bei dem die Mikroorganismen vermehrt absterben. Entsprechend der Entwicklung sind Änderungen hinsichtlich des Fällungsmittels von Phosphat auf z. B. Kalkmilch abzuwägen.

4.5 Verteiler

Das Verteilerbauwerk hat die Aufgabe, das Abwasser mit Rücklaufschlamm (hohe Mikroorganismenkonzentration) zu mischen und anschließend auf die Belebungsbecken zu verteilen. Je nach Trockensubstanzgehalt (auch Trockenrückstand genannt) des Schlammes muss das Mischungsverhältnis über zwei Pumpen mittels Frequenzumrichter angepasst werden. Jedoch kann der Verteiler auch Überschussschlamm fahren, d. h., der Schlamm vom Nachklärbecken wird zur Vererdungsanlage transportiert.

Die Menge des Rücklaufschlammes ist proportional zur Zulaufmenge (1:1), bildet damit ein Rücklaufschlammverhältnis von 1 und ist ca. 15-mal so hoch wie die Menge des Überschussschlammes. Zusätzlich wird am Verteiler die Dosierung des Eisen(III)-chlorids durchgeführt.

4.6 Schlammbehandlung

Ziel der Schlammbehandlung ist es, den anfallenden Überschussschlamm von täglich ca. 130 m³ kostengünstig zu entwässern, zu stabilisieren und mithilfe von Mikroorganismen zu mineralisieren (Bildung von anorganischen, pflanzenverfügbaren NO₃⁻ und NH₄⁺). Angewendet wird dabei das Verfahren der nassen Vererdung. Dafür wird der sedimentierte Schlamm des Nachklärbeckens über ein 2015 errichtetes und insgesamt 20.000 m² großes Schilfbeet gegeben. Das Sickerwasser wird mithilfe eines Auffangsystems aus Folien 1,2 m unterhalb der Erdoberkante gesammelt und zurück zur Reinigung geführt. Die Oberfläche sollte dabei waagrecht sein, um eine gleichmäßige Verteilung des Schlammes zu gewährleisten. Derzeit ist die Vererdungsfläche in sechs Felder mit je drei Teilflächen aufgeteilt, welche in der Reihe abwechselnd beschickt werden. Damit ergibt sich eine Frequenz von 18 Tagen.

Der Schlamm wird mithilfe von ca. 90.000 Schilfpflanzen belüftet, entwässert und verstoffwechselt. Der Gasaustausch erfolgt über das Gewebe des Schilfes.

Grundlagen der Entwässerung sind die Verdunstung über die Blätter (Transpiration) sowie die Verdunstung über vegetationslose Flächen (Evaporation) (Grathwohl et al., 2002).

Für die Umwandlung der organischen Restbestandteile werden psychrophile (< 30°C) Bodenlebewesen (Edaphon) benötigt, welche hauptsächlich aerob zersetzen und mineralisieren (Abwassertechnische Vereinigung - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall Regelwerk, 2003).

Typische Produkte sind beispielsweise Kohlenstoffdioxid, Wasser und Nitrat. Eine Einbindung des Stickstoffs erfolgt in die neu entstandenen huminstoffartigen stabilen organischen Substanzen (Röske, 2005).

Die entstehende Erdmenge ist aufgrund der Gasbildung nur halb so groß wie die bei der maschinellen Entwässerung und benötigt keine abwasserbelastenden Flockungshilfsmittel. Eine Entfernung der Erde wird voraussichtlich nach 15 Jahren (2030) notwendig sein, da der Anstieg des Bodens mit ca. 5 - 10 cm pro Jahr erfolgt.

Bevor es zur Räumung kommt, muss das Beet noch die Entwässerungs- und Vererdungsphase durchlaufen. Dabei wird das Beet über 6 -12 Monate nicht beschickt. Folglich steigt der TS-Gehalt deutlich auf ca. 30 % an, während die Organik weiterhin abgebaut wird (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall , 1997).

Die Erde besitzt aufgrund der hohen Phosphatkonzentration gute Voraussetzungen, um als Dünger verwendet zu werden.

4.7 Ablauf

Das gereinigte Abwasser der Kläranlage Braunsbedra wird über eine Gefälleleitung nach Frankleben geleitet und dort mit dem Auslauf des Geiseltalsees verdünnt.

4.8 Labor

Die Aufgabe des Labors vor Ort ist es, verschiedene Parameter, wie z. B. CSB, Trockensubstanz-Gehalt, Temperatur, pH-Wert usw. des Abwassers an verschiedenen Punkten zu messen und zu kontrollieren. Diese Analysen werden auch interne Qualitätskontrollen genannt. Dementsprechend sind Anpassungen bei der Steuerung und Regelung der Kläranlage vorzunehmen. Einige dieser Parameter sind mit deren Anforderungs- und Überwachungswerten in Tabelle 2 dargestellt (DWA-Regelwerk, 2006).

	Anforderungswerte	Überwachungswerte	Durchschnittswert der KA
in mg/l	gem. AbwV	gem. Wasserrecht (Wasserbehörde)	
CSB	90	45	30
BSB ₅	20	20	10
NH ₄ -N	10	3	0,5
N _{ges}	18	5	4
P _{ges}	2	0,7	0,3

Tabelle 2: Anforderungen und Zustand der Abwasserparameter

Die Grenzwerte können demnach eindeutig eingehalten werden. Ungeachtet dessen sind in Einzelfällen Höchstwerte sehr nah am Überwachungswert zu verzeichnen. Gründe dafür sind Sonderfälle mit sehr hohen Zulauffrachten und dem dadurch hervorgerufenen „Aufschaukeln“ (siehe 4.3.1 Belebungsbecken).

Neben dem dafür verwendeten Photometer ist das Labor mit einem Lichtmikroskop ausgestattet. Somit kann der Belebtschlamm auf diverse Indikatororganismen untersucht werden und anhand dieser können Aussagen über den Zustand des Schlammes getroffen werden. Positiv sind dabei z. B. Wimpertierchen. Ein schlechtes Zeichen hingegen sind *Microthrix parvicella*, welche hauptsächlich den Schwimmschlamm verursachen (Röske, 2005).

Mit der Gramfärbung kann der Schlamm zusätzlich auf grampositive Fadenbakterien untersucht werden, welche nach der Färbung blau erscheinen. Somit ist ein Nachweis von *Microthrix parvicella* deutlicher möglich.

Ähnlich zur Gramfärbung existiert die Neisserfärbung, welche ebenfalls zur genaueren Unterscheidung von Fadenbakterien geeignet ist. Durch diese lassen sich Polyphosphat-Granula darstellen und nach blauer und damit Neisser-positiver Färbung bspw. *M. parvicella* darstellen (Gschlößl et al., 1999).

Wichtig ist eine regelmäßige Kontrolle der Mess- und Probenahmegeräte gemäß der Qualitätsmanagementnorm ISO 9000 ff., um Fehler bei der Messung zu verhindern. Während z. B. das Photometer extern kontrolliert wird, werden die Pipetten vor Ort geprüft.

4.9 Verfahrenstechnische Situation

Wie bereits unter Punkt 4.2.1 beschrieben, beginnt die Abwasserbehandlung mit einem Rechensieb, welches eine Spaltweite von 2 mm besitzt. Neben Steinen und Kieseln können auch Papier- und Stofffetzen abgetrennt werden. Anschließend gelangt das Abwasser durch einen Rundsandfang. Dabei wird es von kleineren, hauptsächlich mineralischen Partikeln aufgrund des Dichteunterschiedes getrennt.

Problematisch sind hierbei jedoch Schwebstoffe, welche durch eine Tauchplatte abgeschieden werden sollen. An den Sandfangwänden lagert sich Fett an, welches regelmäßig arbeitsintensiv entfernt werden muss, da es sonst zu Verstopfungen kommen kann.

Obwohl die mechanische Reinigungsstufe erst vor kurzem (Rechen von 2018) erneuert wurde, können nicht alle wichtigen Bestandteile entfernt werden. Suspensa kleiner 2 mm können nicht zurückgehalten werden. Da der Sandfang nicht belüftet wird, kann keine Flotation der emulgierten Fette gewährleistet werden. Die Entfernung des Fettes kann somit erst im Belebungsbecken mittels Flotation durch die Belüftung erfolgen.

Eine Vermutung ist, dass sich noch nicht emulgiertes Fett im Abwasser befindet, welches durch anschließende Reinigungsstufen nicht vollkommen entfernt werden kann. Begründet wird dieser Verdacht durch ca. 1-3 mm große weiße Partikel. Diese sind im Ablaufbecken sichtbar zu erkennen und wirken eher zäh. Dabei handelt es sich um eine rein optische Einschätzung.

Gegen das Fett spricht ein chemischer Sauerstoffbedarf von 30 mg/l im abgeführten Abwasser. Demnach müsste es sich bei den weißen Partikeln um einen schwer oder gar nicht oxidierbaren Stoff handeln. Hierbei ist jedoch die CSB-Messung als kritisch zu betrachten, da nur eine geringe Probenmenge von 2 ml entnommen wird, welche nicht repräsentativ ist.

Mithilfe des Trommelfilters soll nun herausgefunden werden, welche Stoffe sich noch zu welcher Quantität im gereinigten Abwasser befinden bzw. welcher Anteil davon mit einem Mikrofilter entfernt werden kann.

5. Material und Methoden

5.1. Versuchsanlage

5.1.1 Übersicht

Mithilfe eines vereinfachten R&I Fließschemas (Abb. 8) lässt sich die komplette Versuchsanlage mit den verschiedenen Komponenten übersichtlich darstellen.

AW...Abwasser LIR...Level Indication Registration FR...Filterrückstand
TW...Trinkwasser FIR...Flow Indication Registration

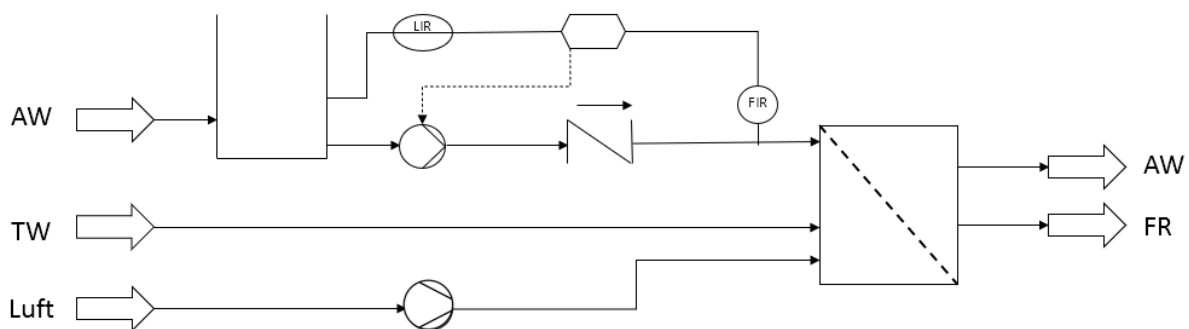


Abbildung 8: R&I Fließschema Versuchsanlage

5.1.2 Zulauf

Mittig zwischen beiden Ablaufrohren des Ablaufbeckens ist eine Pumpe mithilfe einer Kette positioniert, welche das Wasser absaugt und durch einen Absaug- und Druckschlauch über eine Rückschlagklappe (links in Abb.8) sowie einen magnetisch induktiven Durchflussmesser (rechts in Abb.8) zur Versuchsanlage befördert.

Ziel ist es dabei, eine möglichst gleichverteilte Wasserprobe aus beiden Nachklärbecken zu erhalten. Dies kann jedoch nicht dauerhaft garantiert werden, da die Ablaufmengen aus den Nachklärbecken nicht identisch sind, sowie die Pumpe aufgrund der wirkenden Kräfte (Gegenkraft durch den Wasserstrom im Schlauch) sich leicht verschieben kann, wie im folgenden Bild (Abb.9) zu sehen ist.



Abbildung 9: Ablaufbecken

Um eine Verstopfung des Trommelfilters zu verhindern, muss das Ablaufbecken möglichst algenfrei sein, da ein kleines Algenbündel bereits große Flächen des Trommelfilters zusetzen kann.

Zuerst befreien die Bürsten der Räumerrücken die Abwasserrinnen der Nachklärbecken von Algen, welche dann über den Wasserstrom ins Ablaufbecken transportiert und anschließend verteilt werden. Durch eine Hochdruckreinigung mithilfe eines Kärchers können nun die Algen von dem Beckenrand und anschließend mit einem Netz manuell entfernt werden.

Die verbaute Rückschlagklappe soll sicherstellen, dass der MID (Abb.10) keine Luft erfasst und somit nicht die Volumenstrommessung verfälscht.

Wichtig ist außerdem, dass sich die Pumpe immer unterhalb der Wasseroberfläche befindet, um einen Totschaden durch Luftansaugung zu verhindern.



Abbildung 10: Zulauf mit MID und Rückschlagklappe

5.1.3 Trommelfilter



Abbildung 11: Mikrodrehfilter geschlossen

Bei dem Trommelfilter (Abb. 11) handelt es sich um den „MicroDrehfilter“ MDF 7080 der Firma PWL GmbH & Co. Anlagentechnik KG. Der Zulauf (grüner Druckschlauch) und der Ablauf (grünes Rohr) sind in Abbildung 11 und 12 zu sehen. Zusätzlich existieren ein Spülwasseranschluss (links, grauer Schlauch) sowie ein Druckluftanschluss (rechts, weißer Schlauch).



Abbildung 12: diverse Anschlüsse

Durch ein Prallblech in der Anlage wird die Fließgeschwindigkeit des anströmenden Wassers stark reduziert. Anschließend gelangt das Wasser seitwärts in die Filtertrommel, durchläuft diese nach unten und gelangt über ein Kanalgrundrohr in den Auslaufmessschacht.



Abbildung 13: Filtertrommel

Die Anlage läuft somit als Bypass. Der von dem Wasser abgetrennte Feststoff wird mittels Druckluft vom Kompressor auf die Austragsschnecke geblasen (Abb.14). Dazu schwingen vier Druckluftdüsen (Abb. 13, sowie Abb. 14) senkrecht über der Trommel, welche sich langsam dreht. Der Filterrückstand wird anschließend nach außen transportiert (Abb.14) und in einer Plastiktüte gesammelt (links Abb.11). Zur Reinigung des Filters werden zehn Wasserdüsen benutzt. Damit wird die Verstopfung des Filters durch hauptsächlich Algen nahezu verhindert. Des Weiteren wurde die Kammer mit Füllstandsonden ausgestattet, welche jedoch nicht für die Messung benötigt werden.



Abbildung 14: Trommel ohne Filterbespannung

5.1.4 Ablauf

Um ein Anstauen des Wassers im Becken der Anlage zu verhindern, muss ein schneller Abfluss ermöglicht werden. Dazu wurde ein Kanalgrundrohr verbaut (Abb. 11). Ein ausreichend hoher Abflussdruck wird durch eine Anhebung des Trommelfilters mithilfe von Europaletten um ca. 50 cm erzeugt (Abb. 11). Somit ist ein stetiges Abfließen des gefilterten Abwassers in den Auslaufmessschacht gewährleistet.

5.1.5 Schaltung

Die Steuerung und Automatisierung der Anlage selbst ist nur am Schaltschrank mittels mechanischer Steuerung möglich.

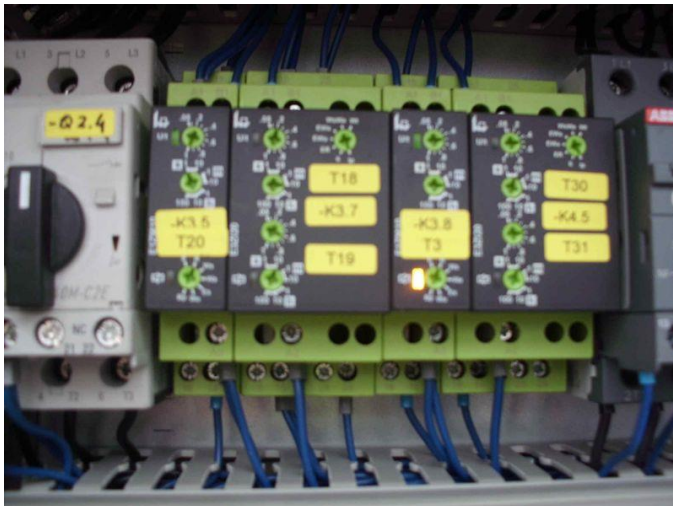


Abbildung 15: mechanische Steuerung

Dazu werden bspw. die maximale Stillstands- oder die Laufzeit des Reinigungszyklus mittels Schraubenzieher durch einfaches Drehen an den Reglern (grün) manuell eingestellt. Eine Steuerung über die Leitwarte ist somit nicht möglich.

Durch Testen nach dem Prinzip „trial and error“ konnte die optimale Regelung ermittelt werden. Die maximale Stillstandzeit beträgt 10 s mit anschließender Reinigungszeit von 4 s. Vorteile dieser Regelung sind einerseits ein stets sauberer Filter mit niedriger Verstopfungsgefahr, andererseits schafft die Trommel in dieser kurzen Zeit nur eine 1/3 Drehung und das anhaftende Wasser am Filter/Filterkuchen tropft vor und nicht über der Schnecke ab. Die Stillstandzeit kann jedoch nicht unter 10 s gesetzt werden, da der Kompressor den benötigten Druck nicht schnell genug zur Verfügung stellen kann.

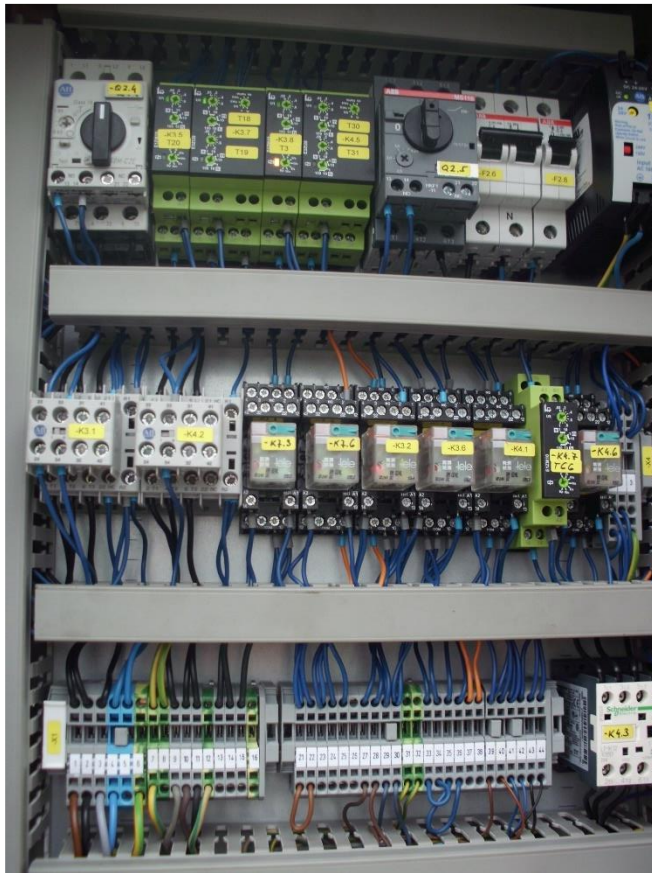


Abbildung 16: Schaltschrank

5.1.6 Leitsystem

Grundlage der Steuerung der Kläranlage ist eine SPS (speicherprogrammierbare Steuerung). Das Programm der SPS wird mittels des Visualisierungstools atvise® angesteuert und im ACRON, einer Protokollierungs- und Archivierungssoftware gespeichert, ausgewertet sowie graphisch dargestellt, wie in folgenden Abbildungen 17 und 18 zu sehen ist.

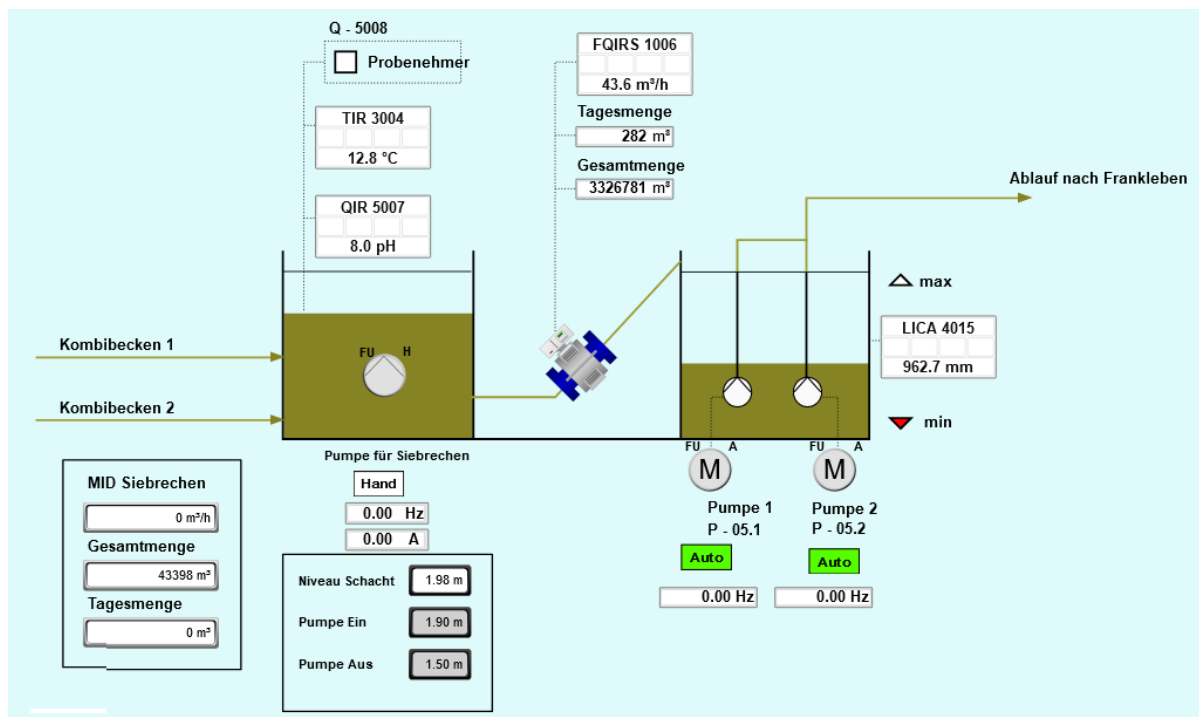


Abbildung 17: atvise® Schema der Zulaufpumpe

Die Steuerung der Pumpe (für den Siebrechen) kann manuell über „Hand“ sowie automatisch, abhängig vom Füllstand erfolgen. Neben dem aktuellen Wasserniveau im Ablaufbecken sind auch die Umschaltpunkte (1,5 m Pumpenstopp sowie 1,9 m Pumpenstart) zu sehen.

Links im Bild sind der aktuelle Förderstrom, das geförderte Volumen über die Gesamtlaufzeit sowie die Tagesmenge dargestellt.

Die Zulaufpumpe des Trommelfilters ist an einem Frequenzumwandler einer alten nicht benutzten Pumpe angeschlossen. Somit ist eine neue Anbindung an die SPS nicht notwendig. Die Frequenz von 42,5 Hz erbringt den gewünschten Fördervolumenstrom von ca. 50 m³/h. Um ein Trockenlaufen der Pumpe zu verhindern, wird eine hydrostatische Füllstandmessung verwendet, welche ebenfalls in die SPS eingebunden werden muss.

Zur Bestimmung des Gesamtvolumenstromes durch die Anlage muss der MID des Hauptabwasserstromes mit dem MID des Filters an die SPS angeschlossen werden.

Der geförderte Volumenstrom der Pumpe wird kontinuierlich bestimmt, archiviert und falls

gewünscht grafisch über die Zeit dargestellt (schwarz).

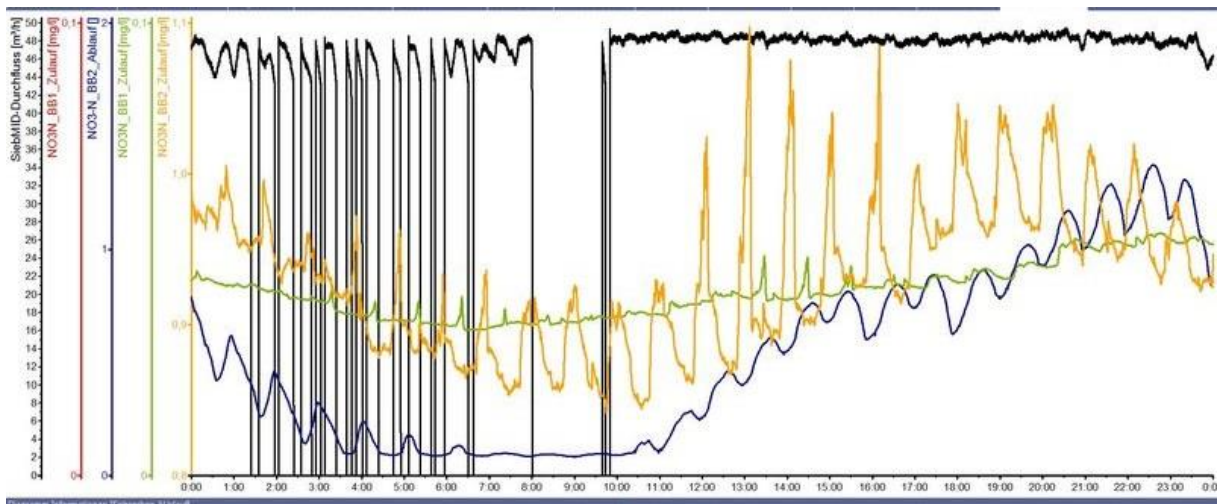


Abbildung 18: Volumenstrom über die Zeit

Es ist deutlich zu erkennen, dass tagsüber genügend Abwasser im Ablaufbecken vorhanden ist. Nachts kann jedoch nicht der nötige Füllstand für die Pumpe dauerhaft bereitgestellt werden. Demnach muss die Pumpe mehrfach ausgeschaltet werden. Das geförderte Volumen kann nun durch Integrieren der Werte für jeden Tag ermittelt werden.

5.1.7 Technische Daten der Anlage

In folgender Tabelle sind die technischen Daten der Filteranlage zusammengefasst.

Element	Wert
Hauptabmessungen	2000*1250*1600 mm
Ø Zulaufschlauch	100 mm
Ø Ablaufrohr	200 mm
Ø Spülwasseranschluss	3/4 Zoll
Volumenstrom Abwasser	ca. 50 m ³ /h
Maschenweite Filter	77 µm
Filterfläche	1,6 m ² (max. 0,6 m ² unter Wasser)
Stromanschluss Motor	400 V
Stromanschluss Schaltschrank sowie Kompressor	230 V
Erzeugter Druck durch Kompressor	8 bar

Tabelle 3: Technische Daten der Anlage

5.2 Biologischer Abbau

Beim biologischen Abbau eines Materials wird die Begleitorganik durch Abbauvorgänge in CO_2 , H_2O und NH_4 umgesetzt. Relevant ist dies einerseits für eine Ersteinschätzung des Materials (Zusammensetzung gut oder schwer abbaubar) und andererseits für die möglichen Entsorgungs- bzw. Verwertungsmöglichkeiten. Dazu wurde der Filterkuchen des Trommelfilters mit Wasser und Belebtschlamm gemischt und in einem Erlenmeyerkolben über einen längeren Zeitraum von mehreren Monaten geschüttelt (100 u/min, 24 °C). Die Kolben wurden mithilfe von Alufolie vor Sonneneinstrahlung geschützt. Somit sollte eine Bildung von weiteren Algen verhindert werden. Um sicherzustellen, dass die Bakterien genügend Sauerstoff für den aeroben psychrophilen Abbau erhalten, wurden luftdurchlässige Verschlusskappen verwendet. Zusätzlich wurde der Deckel mehrfach angehoben, um eine schnelle Belüftung zu ermöglichen.

Nachdem der Abbau der Algen abgeschlossen war, sollte das Gemisch hauptsächlich nur noch Wasser, schwer abbaubare organische Stoffe (bspw. Kunststoff) sowie anorganische Stoffe enthalten. Um den Abbau zu überprüfen, wurde der Chemische Sauerstoffbedarf sowie der Glucosegehalt nach Zugabe von Glucose beim Versuchsstart sowie am Versuchsende gemessen. Die Verwendung und Messung von Glucose sollte hierbei nur aufzeigen, dass ein Abbau stattgefunden hat, auch wenn es nicht zur messbaren Änderung des CSB kam. Zur Referenz wurde hierbei die Trockenmasse der jeweiligen Probe genutzt.

Zu beantworten ist durch diesen Versuch, inwieweit der Filterkuchen biologisch abbaubar ist.

Der Abbauversuch wurde über 98 Tage durchgeführt. Es wurden vier verschiedene Filterkuchen getestet (vier verschiedene Zeiträume der Entnahme, 1-4 Tage). Dabei wurden je zwei Teilproben aus einem Filterkuchen gebildet, wobei die zweite Probe stets die doppelte Masse der ersten hatte.

Von jedem Filterkuchen wurde anschließend eine Teilmenge zur Bestimmung des TS-Gehaltes entnommen. Den aufgeteilten Proben (1/3 und 2/3 der Masse) wurden anschließend jeweils 100 ml Belebtschlamm (frisch vom selben Tag), 120 ml Wasser und 30 mg Glucose hinzugegeben. Von jeder Probe wurden 30 ml eingefroren gelagert. Der CSB- und der Glucosegehalt wurden am Ende des Versuches bestimmt.

Für die CSB-Bestimmung müssen 2 ml Wasser der Küvette zugegeben werden und anschließend für zwei Stunden bei 150°C gekocht werden. Die Messungen erfolgten photometrisch bei 620 nm.

5.3 IR-Spektroskopie

5.3.1 Vorbereitung der Proben

Um die Filterkuchenproben für die infrarotspektroskopische Untersuchung (Identifizierung und Quantifizierung der Kunststoffe) verwenden zu können, muss die Begleitorganik wie bspw. Algen (Phytoplankton) entfernt werden, da diese bei der Messung stören. Dabei kann man zwischen oxidativen chemischen Verfahren und biologischen Verfahren (siehe 5.2 Biologischer Abbau) unterscheiden.

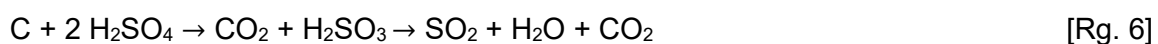
Für die chemische Oxidation von Begleitorganik eignet sich nach dem Umweltbundesamt (Gmeiner et al., 2015) Wasserstoffperoxid am besten. Die erste Idee war daher, die Proben abwechselnd zu trocknen und mit Wasserstoffperoxid zu oxidieren. Die Ergebnisse wirkten dabei zunächst zufriedenstellend. Ungeachtet dessen konnte die Organik nicht vollständig entfernt werden, was anhand von zurückbleibenden Blättern deutlich zu erkennen war.

Bessere Ergebnisse wurden nach der Anleitung der DIN EN 15440:2011-05 erzielt. Diese bietet neben der Bestimmung des Biomassegehaltes auch einen arbeitseffizienten Weg, die Filterkuchen für die IR-Untersuchung vorzubereiten. Der Titel dieser DIN-Norm ist „Feste Sekundärbrennstoffe – Verfahren zur Bestimmung des Gehaltes an Biomasse“. Voraussetzung zur Bestimmung des Biomassegehaltes bei der selektiven Auflösung ist dabei die Oxidation der vorhandenen Biomasse. Diese lässt sich dabei wesentlich schneller oxidieren als Nicht-Biomasse.

Im Folgenden wird die Durchführung zur Oxidation der Begleitorganik in Anlehnung an die DIN EN 15440:2011-05 Anhang A beschrieben. Es ist zu beachten, dass diverse Unterschiede zur Norm existieren, da bspw. der Kohlenstoffgehalt für diese Arbeit nicht von Interesse ist und außer Acht gelassen wurde.

Zunächst sind zwei Probenmengen des getrockneten Filterkuchens von 5 g zu entnehmen und auf vier Stellen nach dem Komma zu bestimmen. Die Probemenge A ist anschließend im Muffelofen bei 550°C zu veraschen. Die Masse des erhaltenen Rückstands () ist nach Abkühlen im Exsikkator auf vier Stellen nach dem Komma genau zu bestimmen.

Die Probemenge B (m_{SRF}) ist in einem leeren Erlenmeyerkolben (500 ml) zu geben. In diesem werden zusätzlich noch 150 ml Schwefelsäure mit einem Masseanteil von 78 % hinzugegeben. Anschließend ist der Kolben für ca. 16 h mithilfe eines Wasserbades unter der Abzugshaube zu kühlen. Grund dafür sind die dabei entstehenden Gase wie bspw. Schwefeldioxid.



Reaktionsgleichung 6: Entstehung Schwefeldioxid

Nach der abgelaufenen Reaktionszeit sind 30 ml Wasserstoffperoxid in den Kolben zu geben und anschließend erneut ca. 5 h zu warten, während das Gemisch gekühlt wird.

Daraufhin ist die Probe mit 300 ml destilliertem Wasser zu verdünnen und mithilfe eines Büchner-Trichters zu filtrieren.

Der erhaltene Rückstand auf dem Filter ist in folgender Abbildung 19 zu sehen.

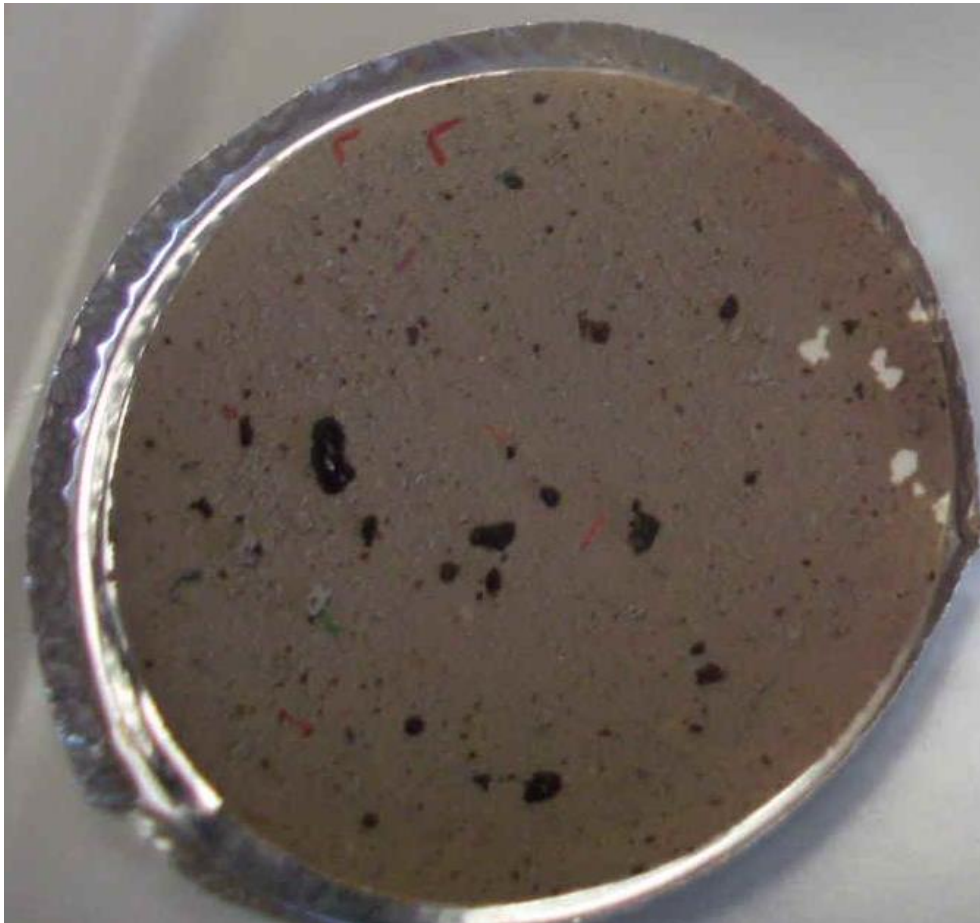


Abbildung 19: Rückstand nach chemischer Oxidation

Zusätzlich für die Bestimmung des Biomassegehaltes zu beachten:

Das dafür verwendete Filterpapier sollte vorher getrocknet und auf vier Stellen genau gewogen werden. Die Trockenmasse (m_{residue}) und der Ascherückstand ($m_{\text{residue-ash}}$) sind nun vom Filterkuchen mit Filterpapier zu bestimmen.

Die Berechnung des Biomassegehalts x_B auf wasserfreier Bezugsbasis erfolgt mit nachfolgender Gleichung.

$$x_B = \left[1 - \left(\frac{m_{\text{residue}} - m_{\text{residue-ash}}}{m_{\text{SRF}}} + \frac{A_{\text{SRF}}}{100} \right) \right] \quad [\text{F. 1}]$$

Formel 1: Berechnung Biomassegehalt

Der Nicht-Biomassegehalt x_{NB} ist somit

$$x_{NB} = 100 - x_B - A_{\text{SRF}} \quad [\text{F. 2}]$$

Formel 2: Berechnung Nicht-Biomassegehalt

Der Biomassegehalt wurde von zwei Filterkuchen bestimmt. Die Kenndaten sind dazu sind im Anhang 1: Kennzahlen Biomassebestimmung hinterlegt.

5.3.2 Untersuchung Partikel > 500 μm

Für die spektroskopische Untersuchung wurde nur eine Probe verwendet.

Die ersten Messungen der Kunststoffpartikel (mithilfe der ATR-Aufnahmetechnik am Infrarotmikroskop) im filtrierten Schlamm führten direkt zu dem Problem, dass Schlammrückstände auf dem ATR-Kristall zurückbleiben, welche aufwendig entfernt werden mussten. Um dieses Problem zu lösen, wurden die Kunststoffpartikel/-fasern mithilfe einer Pinzette aus dem Schlamm entfernt und unter Verwendung von Isopropanol und destilliertem Wasser gereinigt. Die entfernten Partikel sind rein optisch zu erkennen und damit im Größenbereich > 0,5 mm. Die Partikel wurden auf einem Glasfaserfilter in einem Raster (A-F,1-6) verteilt. Somit ist eine Zuordnung bzw. ein Wiederfinden der Partikel wesentlich leichter möglich als im Schlamm. Anschließend wurden die Partikel nach Größe, Farbe, Form und Kunststoff kategorisiert. Die Zuordnung der Größe, Form und Farbe wurde durch ein Lichtmikroskop (Hyperion 2000 der Firma Bruker) vereinfacht. Dazu wurde je ein Foto mit 4-facher Vergrößerung erstellt.

5.3.3 Identifikation der Partikel > 500 µm

Um das Probenspektrum und Filterspektrum strikt voneinander trennen zu können, wurde der Glasfaserfilter ohne Proben gemessen.

Um sicherzustellen, dass am ATR-Kristall keine Rückstände sind, wurde dieser meist nach jeder, spätestens nach jeder zweiten Messung gereinigt und ein neuer Hintergrund aufgenommen. Der Kristall wurde mithilfe eines Spiegels auf Unreinheiten oder sonstige Veränderungen wie bspw. Kratzer untersucht (siehe Anhang 3: Kontrolle ATR-Kristall).

Zu beachten gilt es ebenfalls, dass bei allen Spektren eine Wasser- und Kohlenstoffdioxid – Korrektur durchgeführt wurde, weil diese Komponenten der Umgebungsluft sind und das Spektrum beeinflussen.

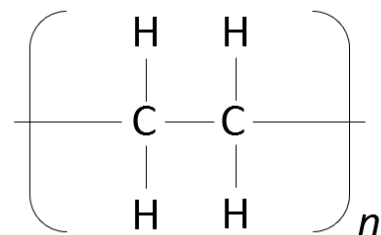
Besondere relevante Banden, beispielweise für Polyethylen, Polypropylen und Polyvinylchlorid, sind in folgenden drei Tabellen 4-6 dargestellt. Diese Kunststoffe sind aufgrund der Produktionsmenge (über 50% der Gesamtmenge an Kunststoffen in Deutschland, Abb.1) primär zu erwarten.

Polyethylen

$\bar{\nu}$ [cm ⁻¹]	Bindung
2915	$\nu(\text{C-H})$
2847	$\nu(\text{C-H})$
1472	$\delta_{\text{as}}(\text{CH}_2)$
1462	$\delta_{\text{s}}(\text{CH}_2)$
730	$\delta(\text{CH}_2)$ rocking
720	$\delta(\text{CH}_2)$ rocking

Tabelle 4: Polyethylenbanden

(Fath, 2019)



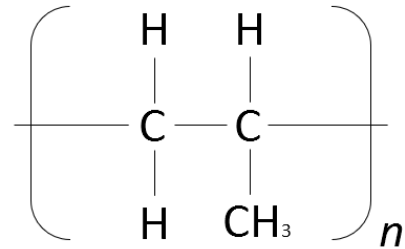
Strukturformel 1: Polyethylen

Polypropylen

$\bar{\nu}$ [cm ⁻¹]	Bindung
2961	$\nu(\text{C-H})$
2916	$\nu(\text{C-H})$
2869	$\nu(\text{C-H})$
2837	$\nu(\text{C-H})$
1456	$\delta(\text{CH}_2)$
1376	$\delta_s(\text{CH}_3)$

Tabelle 5: Polypropylenbanden

(Fath, 2019)



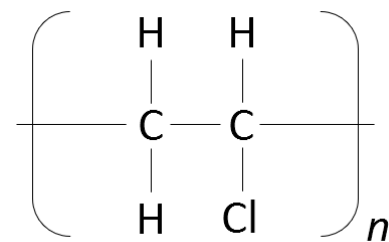
Strukturformel 2: Polypropylen

Polyvinylchlorid

$\bar{\nu}$ [cm ⁻¹]	Bindung
2967	$\nu_{\text{as}}(\text{C-H})$
2917	$\nu_{\text{as}}(\text{C-H})$
2851	$\nu_s(\text{C-H})$
2816	$\nu_s(\text{C-H})$
1426	$\delta(\text{CH}_2)$
1328	$\delta_{\text{as}}(\text{C-ClH})$
1245	$\delta_s(\text{C-ClH})$
1066	$\delta(\text{C-C})$
966	$\nu(\text{C-C})$
683	$\nu_{\text{as}}(\text{C-Cl}); \delta(\text{CH}_2)\text{rock}$
612	$\nu_s(\text{C-Cl})$

Tabelle 6: Polyvinylchloridbanden

(Fath, 2019)



Strukturformel 3: Polyvinylchlorid

Da bei der IR-Spektroskopie funktionelle Gruppen betrachtet werden, können Stoffe mit ähnlichem strukturellem Aufbau annähernde Spektren liefern. Zumal viele Polymere mit Füll-, Farbstoffen oder anderen Polymeren (Bildung von Copolymeren) ergänzt werden, wird die Zuordnung zu einem (reinen) Kunststoff erschwert.

Bei der Betrachtung vieler Spektren fiel eine ungewöhnliche Bande rund um 1.700 cm^{-1} auf. Dabei kann es sich um eine C=O – Bindung handeln, welche durch die Oxidation mit Schwefelsäure und Wasserstoffperoxid gebildet wurde. Diese Theorie kann durch gezielte Oxidation von PE-, PP- und PVC- Bruchstücken bestätigt werden. Dazu wurden aus Verpackungen je 4 Stücke < 3 cm ausgeschnitten und analog zur Probenvorbereitung (ca. 20 h in 100 ml 78 %-iger Schwefelsäure mit anschließender Zugabe von 30 ml 33 %-igem Wasserstoffperoxid für ca. 30 h) behandelt. Wichtig ist es hierbei die Proben zu erhitzen, um ähnliche Randbedingungen zur Filterkuchenoxidation zu schaffen. Dafür wurde ein Ofen mit einer Temperatur von $68\text{ }^{\circ}\text{C}$ benutzt. Die Kunststoffe wurden vor und nach der Oxidation mittels IR-Mikroskop und Raman-Spektroskopie untersucht.

5.3.4 Untersuchung Partikel < $500\text{ }\mu\text{m}$

Da Messungen mit einem IR-Mikroskop auf einer unebenen Fläche aufgrund des neu einzustellenden Fokus sehr zeitaufwendig sind, war es zunächst das Ziel, eine ebene Schlammoberfläche für das Mapping zu erzeugen. Erreicht werden konnte dies durch das Auftragen des Schlammes auf einen Aluminiumspiegel mit anschließendem Plattdrücken mithilfe eines Laborspachtels.

Anschließend können Messpunkte in Form eines Rasters über die Probe gelegt werden.

Die Konturdarstellung erschafft anschließend ein Bild aus der Intensität der Banden, wobei die gesamte Fläche (von 4.000 cm^{-1} bis 600 cm^{-1}) integriert und einer Farbe zugeordnet wird.

Idealerweise wäre ein Partikel im optischen Bild zu erkennen und würde sich in der Konturdarstellung aufgrund der unterschiedlichen Banden zum Schlamm erkennen lassen.

Zusätzlich können die Spektren voneinander subtrahiert werden, wenn zu vermuten ist, dass die Matrix das Spektrum des zu untersuchenden Partikels beeinflusst (vgl. Filterpapier-Subtraktion). Die Idee setzte voraus, dass eines dieser Spektren den reinen/puren Schlamm ohne Mikroplastik oder sonstiges beinhaltet. Eine Subtraktion sollte somit die Partikel zum wortwörtlichen „Aufleuchten“ in der Konturdarstellung bringen.

Um die Auswirkungen des Schlammes auf die Messung zu verringern, sollte dieser verdünnt werden. Dazu wurde eine Spatelspitze Probe entnommen und mit destilliertem Wasser vermischt. Die Lösung wurde in einen individuell angefertigten Spiegelring (aluminiumbeschichtet) gegeben (Abb. 20).

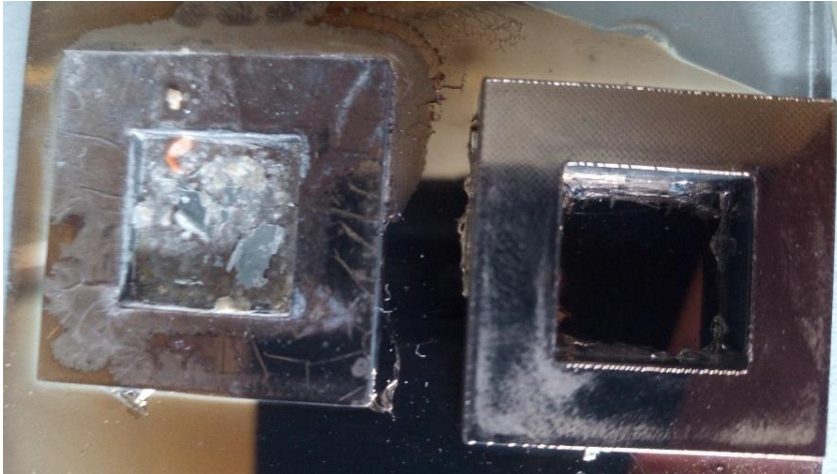


Abbildung 20: Aluminiumspiegelring gerissen

Dieser reagierte jedoch ersichtlich und riss an mehreren Stellen.

Dennoch wurden Messungen an den verbliebenen Stellen durchgeführt, obwohl das Risiko bestand, PMMA (Unterlage) zu messen.

Eine weitere Möglichkeit, den Kunststoff hervorzuheben, bestand im Integrieren eines vorher definierten Bereiches. Dabei wird nicht mehr die Fläche zwischen 4.000 cm^{-1} bis 600 cm^{-1} zur Erstellung der Kontur betrachtet, sondern beispielsweise nur noch der Bereich von 780 cm^{-1} - 680 cm^{-1} (Mittelwert 730 cm^{-1} , δCH_2 von PE). Dabei sollten PE oder strukturell ähnliche Stoffe hervorgehoben werden.

Als weitere Möglichkeit besteht die Kramers-Kronig-Transformation. Diese rechnet die hier erstellten Reflexionsspektren in Absorptionsspektren um. Problematisch können dabei jedoch gemischte Anteile sein, welche durch z. B. Absorption des IR-Lichtes mit anschließender Reflexion entstehen.

Als nächster Versuch wurde ein individueller Goldspiegel erstellt. Dieser hatte die gleichen Maße bzgl. des Ringes ($10 * 10 * 5\text{ mm}$).

Ziel war es, den Schlamm weiter zu verdünnen als bisher, ohne Risse zu verursachen.

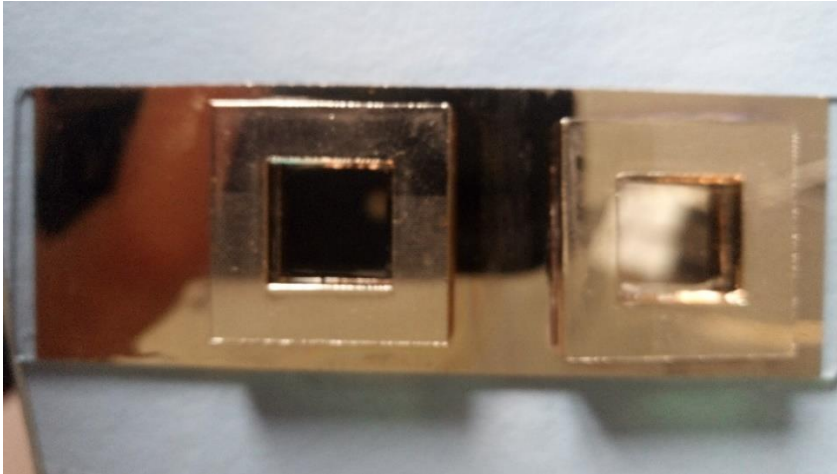


Abbildung 21: Goldspiegel leer

Falls eine Identifikation nicht möglich ist, können die als Plastik vermuteten Partikel dennoch ausgezählt werden. Aus dem Schlamm wurden dafür 0,059 g entnommen und auf einer Glasunterlage so flach wie möglich verteilt. Die erhaltene Oberfläche wurde mithilfe des Mikroskops und eines Rasters bestimmt.

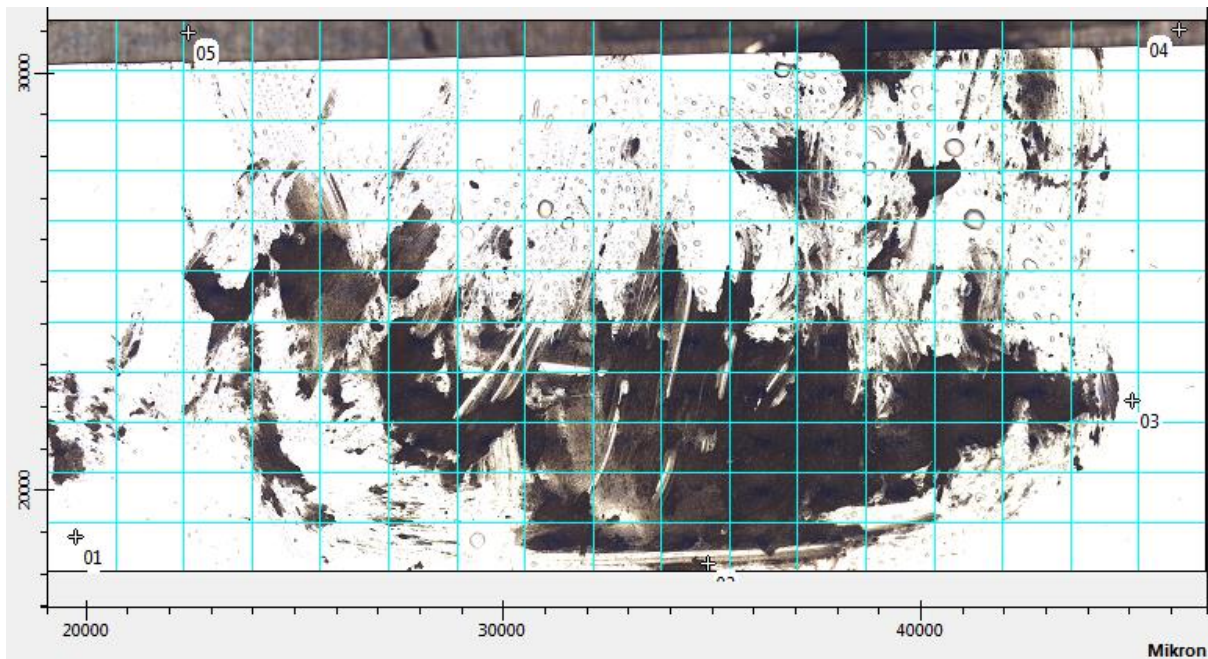


Abbildung 22: Raster Auszählen

Von dieser (101 mm^2) wurden anschließend drei zufällige Flächen je $653,8 \mu\text{m} \times 717,3 \mu\text{m}$ untersucht. Eine Fläche entspricht 6 Fotos mit 50-facher Vergrößerung. (siehe Anhang 4: Beispiel Messfeld). Zu beachten ist, dass Partikel nur als solche gewertet wurden, wenn eindeutig zu sehen ist, dass es sich nicht um eine Probenschraffur handelt. Die unscharfen Bereiche wurden einzeln angefahren und untersucht.

5.4 Untersuchung der Fettsäure

Ebenfalls von Interesse war es herauszufinden, welcher Stoff die Messung verhindert (Zu diesem Zeitpunkt wurde die Palmitinsäure noch nicht bei den Partikeln $> 500 \mu\text{m}$ nachgewiesen.).

Vermutet wurden dabei Öle, welche eine ähnliche Struktur wie bspw. PE besitzen und des mehrfach als Treffer bei der Spektrensuchanfrage angegeben wurden.

Dazu wurden drei Öle ausgewählt, welche sich durch die Anzahl der Doppelbindungen unterscheiden, um den strukturellen Aufbau des gesuchten Öls abzuschätzen.

1. Leinöl, bestehend aus 56 - 71 % α -Linolensäure mit drei Doppelbindungen zwischen Kohlenstoffatomen pro Molekül
2. Olivenöl, bestehend aus 55 - 83 % Ölsäure, welche eine Doppelbindung zwischen Kohlenstoffatomen pro Molekül besitzt.
3. Kokosfett, bestehend aus 45 - 53 % Laurinsäure ohne Doppelbindungen zwischen Kohlenstoffatomen.

(Deutsche Gesellschaft für Fettwissenschaft e.V., 2021)

Diese drei Öle (je 5 g) wurden analog zu den vorherigen Oxidationen mit Schwefelsäure (100 ml) und Wasserstoffperoxid (30 ml) gemischt.

Von den Gemischen wurden nach der Reaktionszeit einige Tropfen auf einen Glasfaserfilter gegeben (siehe Anhang 5: Öle auf Filterpapier) und anschließend mit einem ATR-Kristall (im VERTEX 70) untersucht.

5.5 Raman-Spektroskopie

Synchron zur infrarotspektroskopischen Analyse wurde die Raman-Spektroskopie angewendet (siehe Anhang 6: Kenndaten). Dazu standen ein grüner (532 nm) und ein roter (785 nm) Laser zur Verfügung.

Um zeiteffizient zu arbeiten, war es wichtig, dass der Autofokus funktioniert, welcher jedoch besonders bei größeren Partikeln ($> 500 \mu\text{m}$) scheiterte. Lösung dieses Problems sollte das Einbringen der Probe zwischen zwei Glasscheiben sein, da somit eine glatte Oberfläche erzeugt wird.

5.6 Thermogravimetrische Analyse

Für die thermogravimetrische Analyse (TGA) des Filterkuchens wurde die Netzsch - TG 209 F1 Iris verwendet. Die Probe wurde zur Vorbereitung in einem Ofen bei $105 \text{ }^\circ\text{C}$ getrocknet, da der TS-Gehalt unter 20 % lag und somit die Messkurve hauptsächlich aus dem Trocknen des Materials bestehen würde.

Die Messungen wurden in einer oxidativen Umgebung mit 20 ml O_2 und 20 ml N_2 pro Minute bei $25 \text{ }^\circ\text{C} - 900 \text{ }^\circ\text{C}$ durchgeführt. Als Heizrate wurden 10 K/min festgelegt. Grund hierfür ist die Vergleichbarkeit der Daten mit anderen Forschungsergebnissen. Wielinski untersuchte unter anderem die Verbrennung von Klärschlamm mit einer Thermowaage (Wielinski, 2020). Da derzeit keine Daten über die TGA von Filterkuchen aus der vierten Reinigungsstufe zu finden sind, scheint ein Bezug auf TGA -Daten von Klärschlamm als sinnvoll.

6. Ergebnisse und Auswertung

6.1 Biologischer Abbau

Die einzelnen Massen und Volumina der Proben wurden zum Beginn und zum Ende des Versuches (nach 97 Tagen) dokumentiert und sind in folgender Tabelle hinterlegt.

Zur Übersicht sind die Werte vom Start des Versuches in grün, vom Ende des Versuches in lila und die Werte der eingefrorenen Mengen in orange dargestellt.

Probe	Masse Start [g]	Volumen Start [ml]	Masse Ende [g]	Volumen Ende [ml]	Diff. Masse [g]	Diff. Vol. [ml]
1.1	227,23	230	207,17	210	20,06	20
1.2	265,27	272	247,86	250	17,41	22
2.1	199,72	201	182,94	186	16,78	15
2.2	213,1	216	196,89	200	16,21	16
3.1	212,81	215	160,81	163	52,00	52
3.2	238,33	240	225,09	225	13,24	15
4.1	333,12	339	308,41	315	24,71	24
4.2	483,72	491	432,88	428	50,84	63

Tabelle 7: Massen und Volumina bio. Abbau

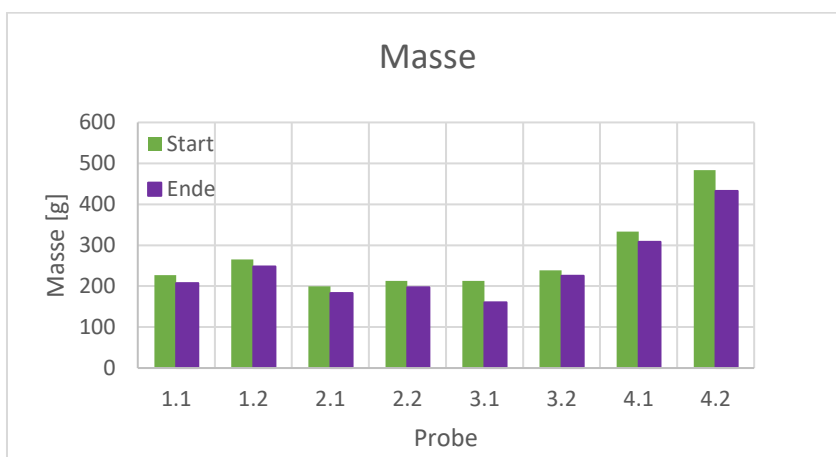


Abbildung 23: Masse bio. Abbau

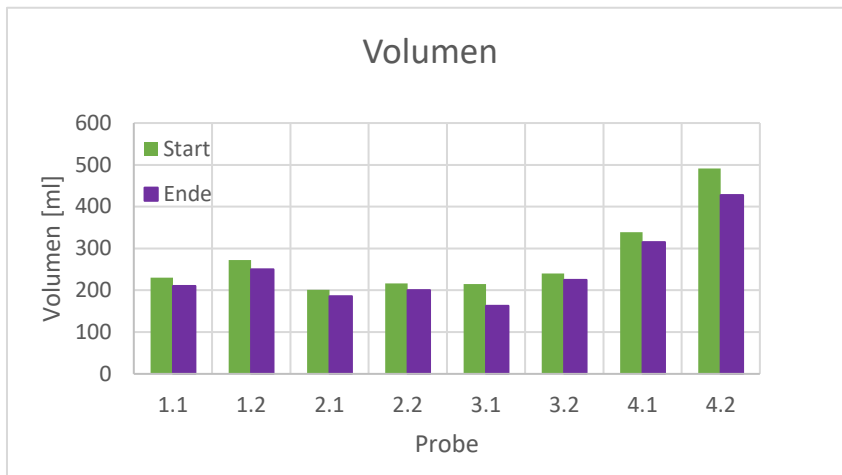


Abbildung 24: Volumina bio. Abbau

Eine Reduzierung von Masse und Volumen kann gemessen werden. Grund dafür ist hauptsächlich die Mineralisierung zu CO₂ und das Verdunsten von Wasser.

Relevant ist dafür besonders die Trockenmasse der Proben. Diese sollte durch Umwandlung der Organik in CO₂ und H₂O deutlich absinken, welches in der nachfolgenden Tabelle 8 und in dem dazugehörigen Graph (Abb. 25) deutlich zu erkennen ist.

Probe	Trockenmasse [g]	Trockenmasse [g]	Reduzierung [%]
1.1	4,02	1,01	74,8
1.2	7,69	1,61	79,1
2.1	1,02	0,63	38,4
2.2	1,62	0,72	55,4
3.1	4,51	0,97	78,5
3.2	8,72	2,05	76,5
4.1	14,10	3,89	72,4
4.2	27,80	12,38	55,5

Tabelle 8: Trockenmasse bio. Abbau

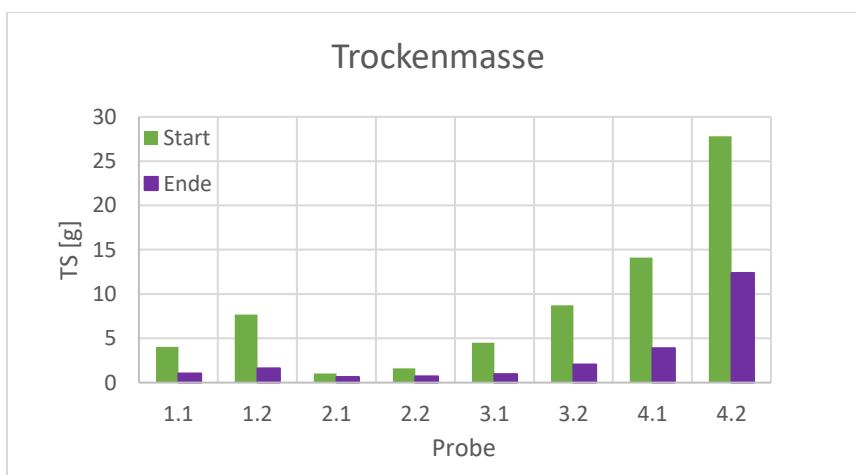


Abbildung 25: Trockenmasse bio. Abbau

Die Reduktion der Trockenmasse beträgt somit maximal ca. 80 %. Hiermit lässt sich jedoch nicht einschätzen, ob es bei einer längeren Versuchsdauer zu einem weiteren Abbau der Bestandteile gekommen wäre. Bei den restlichen Bestandteilen könnte es sich neben sehr schwer abbaubaren organischen sowie anorganischen Stoffen auch um langsam abbaubare Stoffe handeln. Um dies wiederum zu überprüfen, wird der chemische Sauerstoffbedarf der Proben bestimmt.

Dabei hat sich herausgestellt, dass die zurückbleibende Probe auf dem Papier auch sehr gut für die Infrarotspektroskopische Untersuchung geeignet ist, da die Kunststoffpartikel deutlich zu erkennen sind und nur sehr wenig Schlamm vorhanden ist.

Die CSB-Werte sind in nachfolgender Tabelle 9 zu finden und in Abbildung 26 dargestellt.

620 nm	CSB [mg/l]	CSB {mg/l}	Abbau [%]
1.1	196	1.443	86,42
1.2	174	>1.500	88,40
2.1	256	1.430	82,10
2.2	89	>1.500	94,07
3.1	627	>1.500	58,20
3.2	476	>1.500	68,27
4.1	>1.500	>1.500	0,00
4.2	>1.500	>1.500	0,00

Tabelle 9: CSB-Werte bio. Abbau

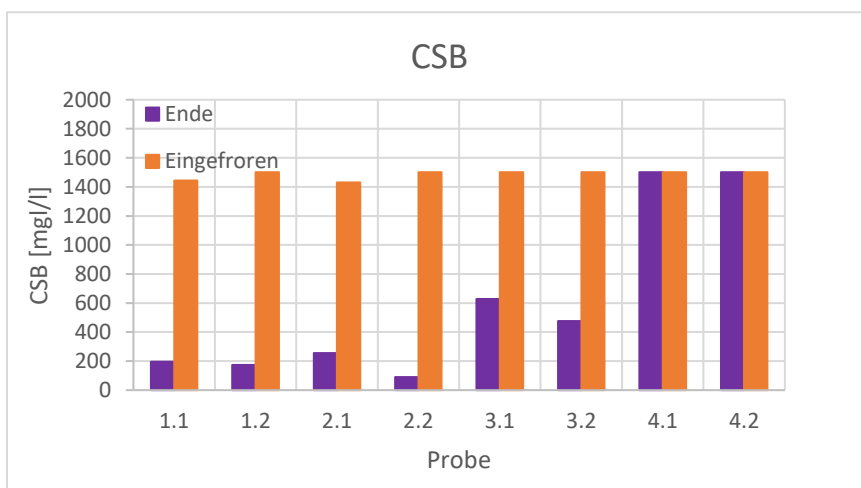


Abbildung 26: CSB- Werte bio. Abbau

Die Ausgangskonzentration des CSB wurde nicht hinreichend bestimmt, weil der Messbereich falsch eingeschätzt und damit der obere Grenzbereich mehrfach getroffen wurde. Somit lässt sich nicht genau sagen, wie hoch der CSB anfangs war. Eine Wiederholung mit anderen Filterkuchenproben (verdünnt) wäre hierbei möglich, jedoch nur begrenzt aussagekräftig, da von unterschiedlichen Zusammensetzungen der Proben auszugehen ist. Zusätzlich würden sich an dieser Stelle auch Probleme der Lagerung, wie bspw. ein vorzeitiger Abbau trotz Aufbewahrung der Proben im Gefrierschrank bemerkbar machen. Nach einigen Monaten Lagerung sammeln sich größere Eisblöcke an der Rückseite des Gefrierschranks, welche den Wärmeaustausch verschlechtern und dafür sorgen, dass einige der vorderen Proben nahe der Tür auftauen.

Für die Proben 1.1 und 2.1 konnte ein CSB von 1.443 mg/l und 1.430 mg/l ermittelt werden. Es ist demnach denkbar, dass die anderen Werte nur knapp über 1.500 mg/l liegen, jedoch aufgrund der Inhomogenität als sehr kritisch zu betrachten.

Fragwürdig ist nun, warum die Abbauleistung bezogen auf den CSB (1-Ende/Eingefroren) bei den letzten vier Proben abgenommen hat.

Veranschaulicht ist dies nochmal in folgendem Diagramm (Abb. 27).

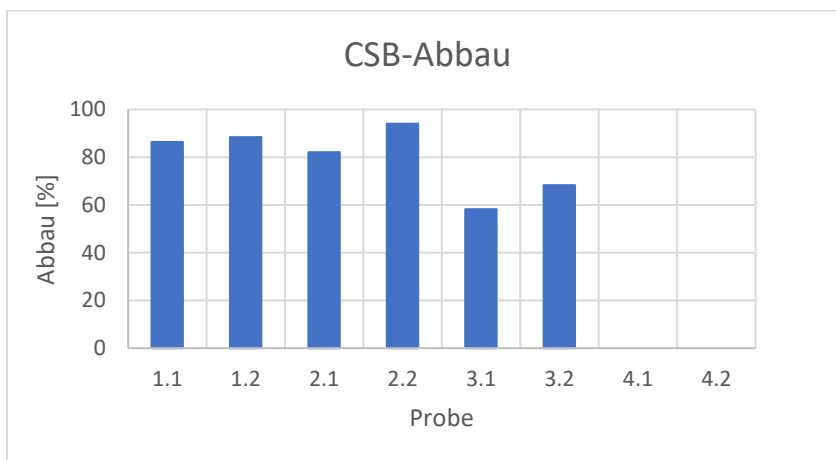


Abbildung 27: Prozentualer Abbau CSB

Vergleicht man nun dieses Diagramm mit den vorherigen, so könnte es einen Zusammenhang zur Masse zu geben. Denkbar ist, dass mit steigender Menge an Filterkuchen der prozentuale Abbau sinkt. Dennoch ist der Abbau bei Probe 1.2 (88 % bei 256 g) deutlich besser als der Abbau bei Probe 3.2 (68 % bei 238 g). Das widerspricht dieser Theorie. Es kann sich dabei aber auch nur um eine Ausnahme handeln. Interessant könnte daher eine Betrachtung der Reduzierung der Trockenmasse sein.

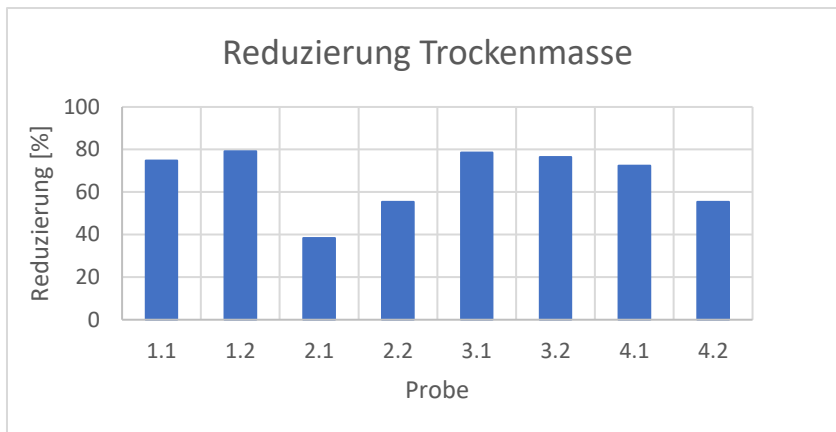


Abbildung 28: Reduzierung Trockenmasse

Die Proben 2.1; 2.2 und 4.2 fallen aufgrund ihrer besonders geringen Reduzierung auf. Es scheint anhand dieser Daten keinen offensichtlichen Zusammenhang zwischen Abbauleistung und Reduzierung der Trockenmasse zu geben bzw. ist dieser Zusammenhang nicht anhand der Graphen nachweisbar, was grundsätzlich gegen die theoretischen Grundlagen spricht.

Es ist demnach davon auszugehen, dass die Proben sehr unterschiedliche Anteile an abbaubaren Bestandteilen enthalten. Begründen lässt sich dies bspw. anhand von Probe 2.2. Der CSB sinkt im Verlauf des Abbauprozesses um 94 %. Somit sind nur noch wenig oxidierbare Stoffe enthalten. Im Vergleich dazu ist jedoch die Reduzierung der Trockenmasse mit 55 % vergleichsweise gering, d. h., in der restlichen Probe müssen noch viele Stoffe enthalten sein, welche sich nicht mithilfe von Kaliumdichromat oxidieren lassen. Die erwähnten Probleme bei der Probennahme bekräftigen hierbei die These.

Bei jeder Probe konnte, wie erwartet, die Glucose komplett abgebaut werden (siehe Anhang 7: Glucosegehalte). Bei den eingefrorenen Proben kam es zwischen Zugabe der Glucose und Einfrieren bzw. zwischen Auftauen und Messen des Glucosegehaltes (ca. 30 min) schon zu einem deutlichen Abbau, was ausweist, wie schnell der Abbau von Einfachzuckern (Monosaccharide) stattfindet. Nachdem der Glucosegehalt für alle Proben bestimmt wurde, wurde der CSB bestimmt. Eine Korrektur des CSB wurde nicht berechnet, da der Glucoseabbau bereits fortgeschritten war.

Bei der Vorbereitung der Proben für die Infrarotspektroskopische Untersuchung wurde ebenfalls der Biomasseanteil bestimmt (siehe 5.3.1 Vorbereitung der Proben). Der ermittelte Biomassegehalt der Filterkuchenproben liegt bei ca. 84 %, der Nicht-Biomassegehalt bei ca. 8 % und der Anorganikgehalt ebenfalls bei ca. 8 %. Unter die Biomasse fällt dabei die Begleitorganik wie bspw. Algen. Zur Nicht-Biomasse-Organik gehören unter anderem die Kunststoffe. Der 84 %-ige Biomassegehalt ist bei einer Reduzierung der Trockenmasse von ca. 70 % und einer Abbauleistung (bezogen auf den CSB) von fast 90 % als realistisch anzusehen.

6.2 IR-Spektroskopie

6.2.1 Untersuchung Partikel > 500 μm

Das in 5.3.2 beschriebene Raster ist in folgendem Foto zu sehen (Abb. 29).

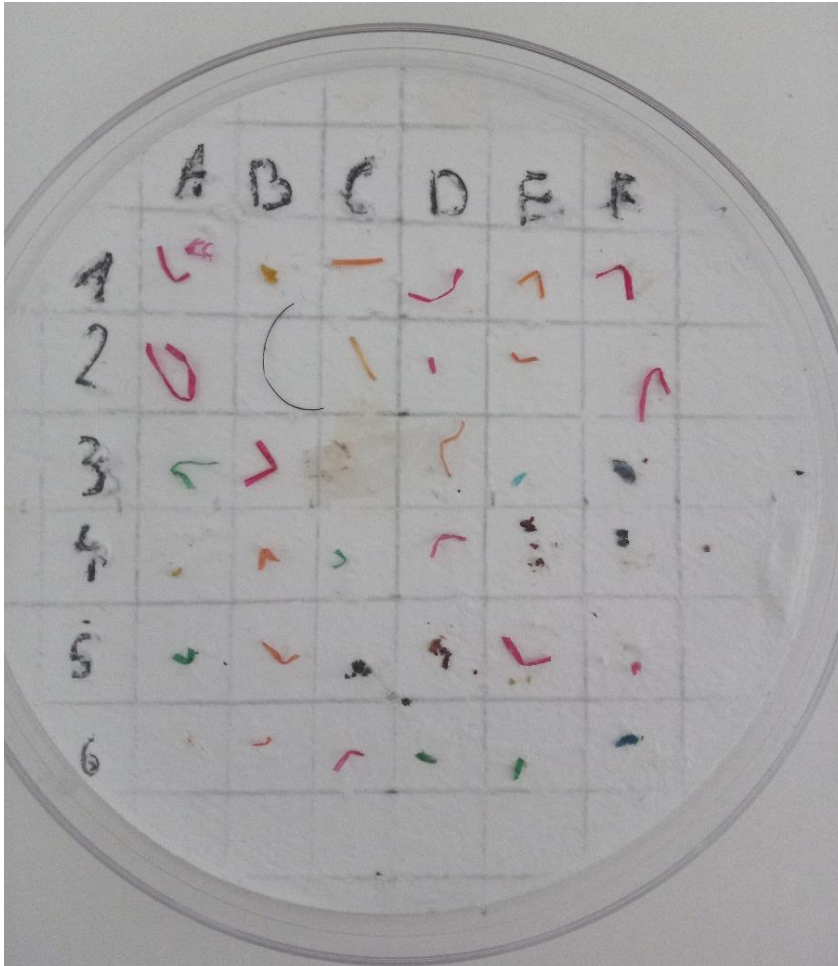


Abbildung 29: Raster auf Glasfaserfilter

Einige dieser Partikel sind in folgenden Abb.30 bis Abb.33 zu finden.

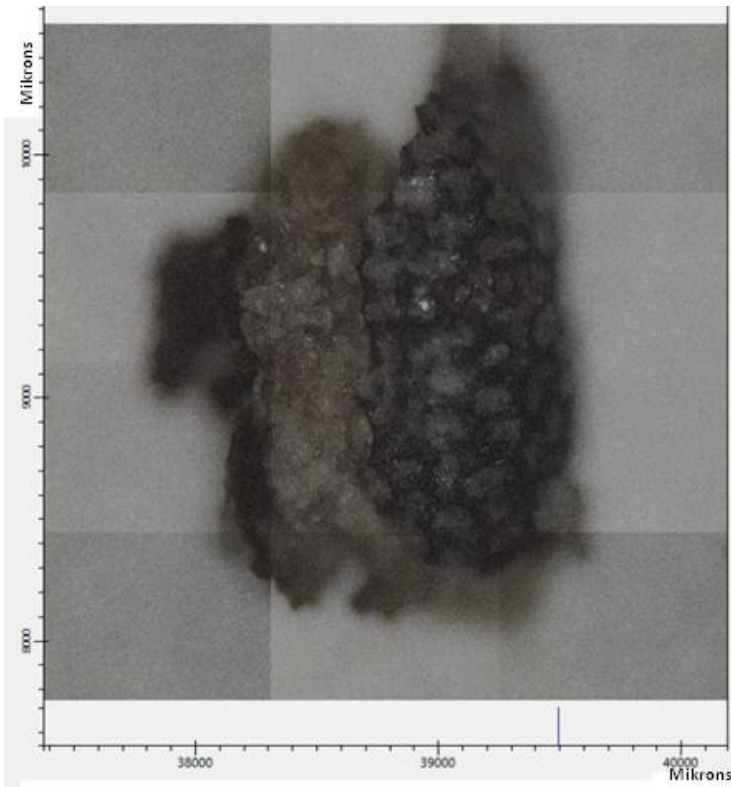


Abbildung 30: Probe D5

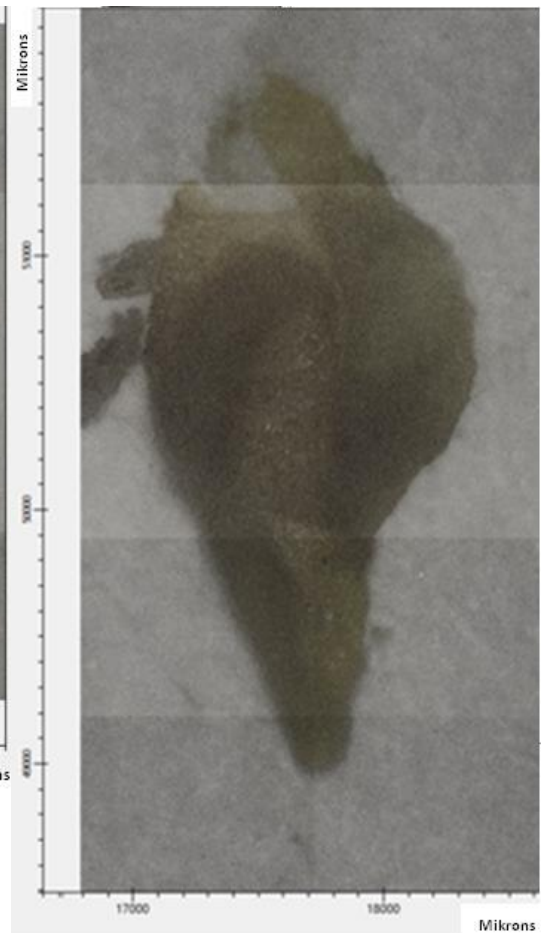


Abbildung 31: Probe B1

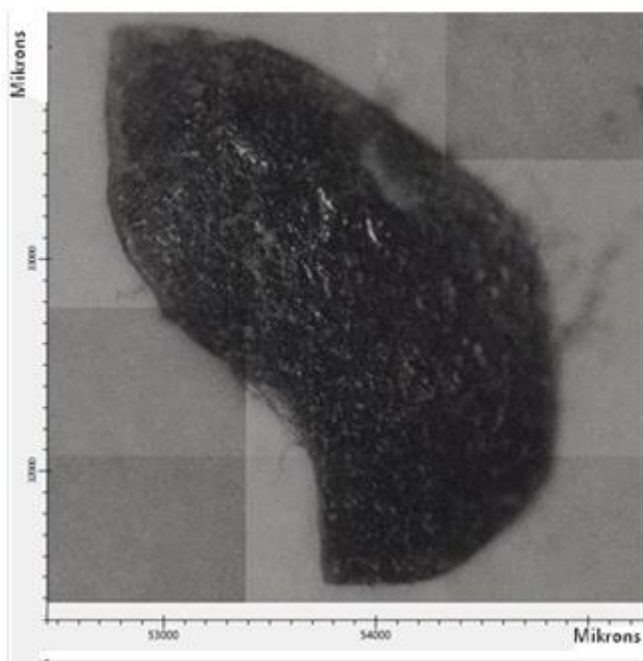


Abbildung 32: Probe F3

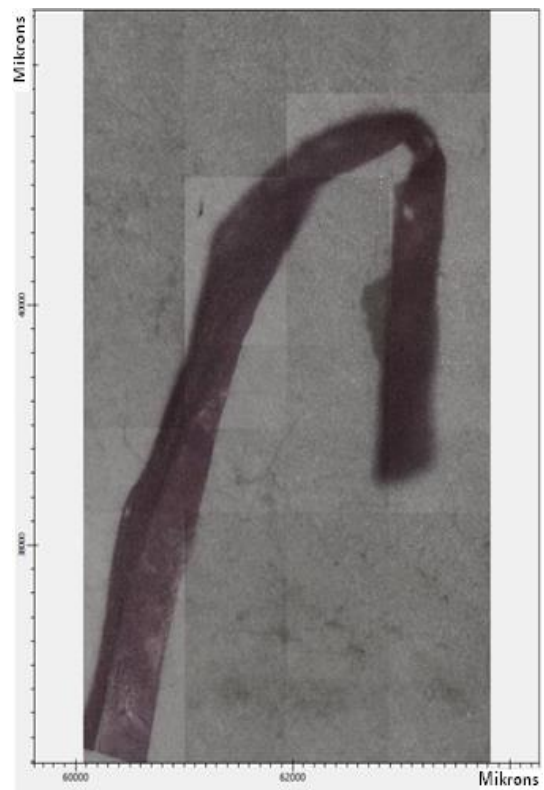


Abbildung 33: Probe F2

Die Zusammenstellung der Farben ergibt folgendes Diagramm (Abb.34).

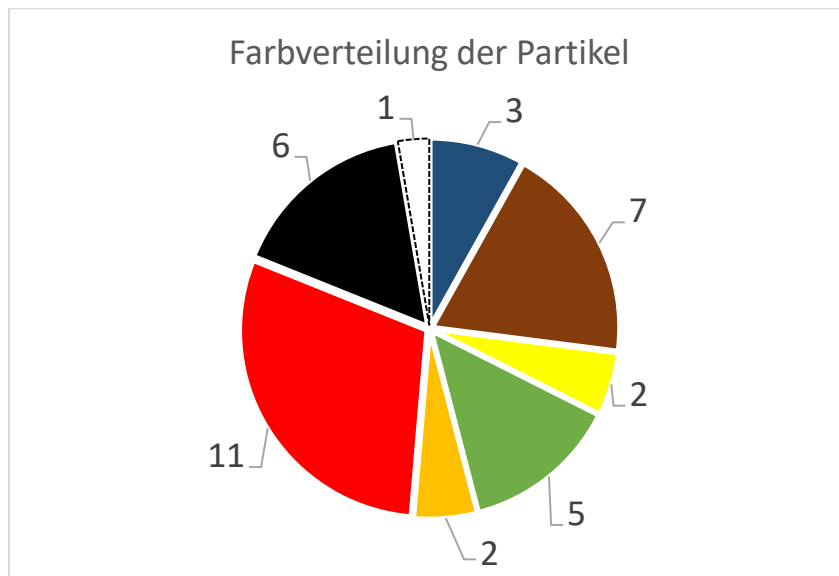


Abbildung 34: Farbverteilung der Partikel des Rasters

Besonders häufig sind rote Fasern, wie in Abb. 33 zu finden. Zu erwähnen gilt hierbei noch, dass für die Probe D5 (Abb. 30) die beiden Farben Braun und Schwarz ermittelt wurden und somit die Summe der Teilmengen im Kreisdiagramm 37 anstatt 36 ergibt.

Neben der Farbe konnten mithilfe des Lichtmikroskops auch Form und Größe bestimmt werden. Für die Form gibt es die beiden Kategorien Fasern und andersförmige Partikel. Zu den Fasern wurden 23 Proben und zu den andersförmigen Partikeln 13 Proben gezählt. Hierbei ist zu erwähnen, dass die Partikel nicht immer flach (in einer Ebene) auf dem Filter lagen. Zu erkennen ist dies anhand von unscharfen Stellen auf den Bildern. Demnach sind Ungenauigkeiten bei den Größendimensionen, besonders bei längeren Fasern nicht auszuschließen. Um kleinere Fehler zu verhindern, wurden Fraktionen gebildet, welche bei der Länge 1.000 µm Schritte abdecken und bei der Breite 100 µm (mit Ausnahme der 50 µm Fraktion).

In den folgenden beiden Abbildungen 35 und 36 sind die Längen- und Breitenverteilungen der Fasern dargestellt.

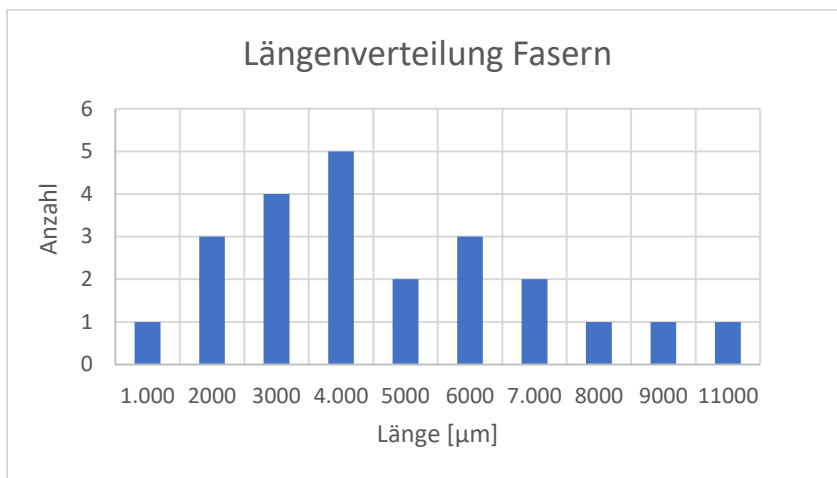


Abbildung 35: Längenverteilung Fasern

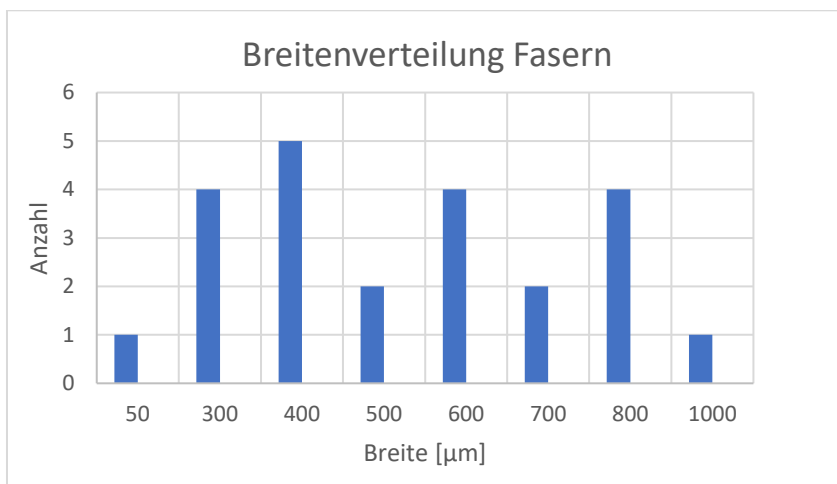


Abbildung 36: Breitenverteilung Fasern

Bei der Längenverteilung ergibt sich ein deutliches Feld rund um 4.000 µm ähnlich einer zu erwartenden Normalverteilung, was durch den Mittelwert von ca. 4.730 µm bestätigt wird. Bei der Breitenverteilung ist weder anhand der Grafik noch anhand des Mittelwerts von ca. 540 µm eine deutliche Tendenz zu erkennen. Jedoch sind Partikel < 300 µm und > 800 µm nur als Einzelfälle zu verzeichnen.

Bei den 13 andersförmigen Partikeln sind die Verteilungen deutlich einfacher aufgestellt, wie in Abbildungen 37 und 38 zu sehen ist.

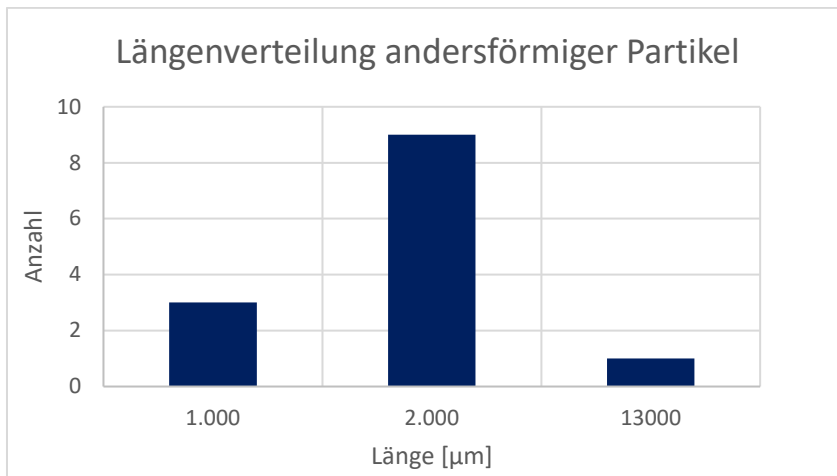


Abbildung 37: Längenverteilung andersförmiger Partikel

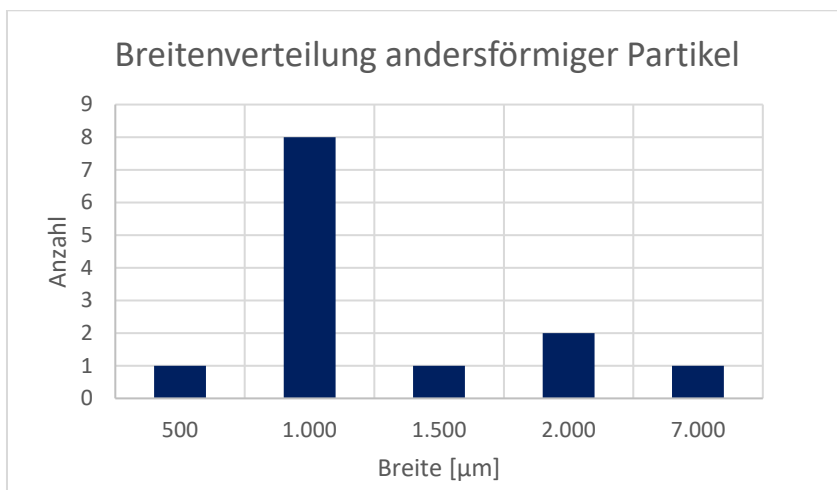


Abbildung 38: Breitenverteilung andersförmiger Partikel

In beiden Fällen ist eine bestimmte Länge/Breite häufiger vertreten als alle anderen Längen/Breiten addiert. Die berechneten Mittelwerte betragen 2.615 µm (Länge) und 1.615 µm (Breite).

6.2.2 Identifikation Partikel > 500 µm

Bei der Referenzmessung des Filterpapiers (siehe Anhang 2: Spektrum Filterpapier) ist ein deutlicher Peak um 1.000 cm^{-1} zu erkennen (Silikatbande). Theoretisch ist nun eine Subtraktion der Bande von den zu messenden Proben möglich, welche praktisch jedoch nicht genutzt wurde. Grund dafür ist das Erzeugen einer Restbande, welche die Auswertung erschwert. Diese entsteht, wenn die Peakposition (des Silikats) variiert und somit immer eine neue Breite/Spitze zur Substitution definiert werden müsste.

Die Restbande ist beispielhaft vom Partikel D2 in Anhang 8: Substitution D2-Filterpapier dargestellt. Bei der Auswertung der IR-Spektren wurde daher der Peak um 1.000 cm^{-1} nicht beachtet.

Unter Betrachtung der Tabellen 4-6 lässt sich beispielweise Probe D6 anhand des erhaltenen Spektrums (Siehe Anhang 9: Spektrum D6) eindeutig als Polyethylen identifizieren.

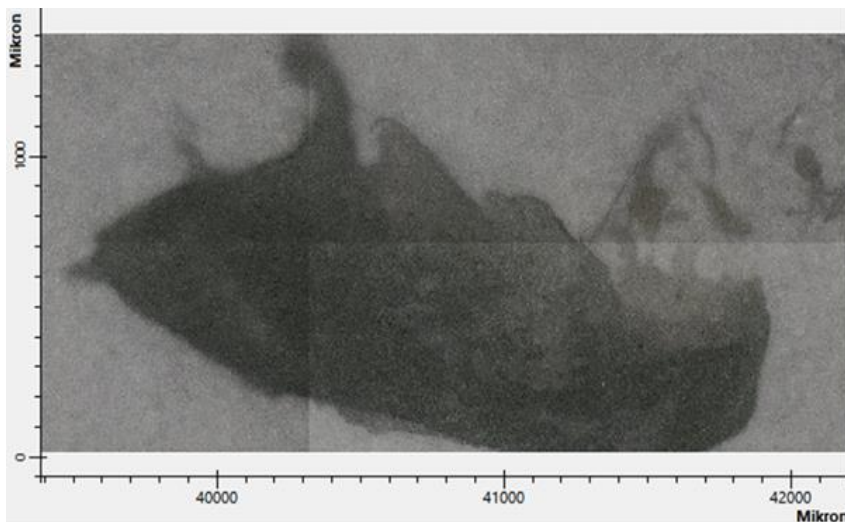


Abbildung 39: Probe D6

Zum Vergleich die Positionen der Peaks, welche für PE erwartet werden und welche für Probe D6 gemessen worden.

Peaks theoretisch	Peaks gemessen
$\bar{\nu}$ [cm ⁻¹]	$\bar{\nu}$ [cm ⁻¹]
2915	2915
2847	2848
1472	1471
1462	1462
730	730
720	719

Tabelle 10: Identifikation Probe D6

Dennoch ist im Bereich von 1320 cm⁻¹ – 1200 cm⁻¹ eine Aufeinanderfolge von kleinen Peaks zu verzeichnen, welche im weiteren Verlauf noch genauer untersucht werden.

Die Zuordnung des Spektrums zu einem Kunststoff kann durch deren Komplexität erschwert werden, wie anhand des Spektrums von der Probe B5 deutlich zu erkennen ist (siehe Anhang 10: Spektrum B5). Die Peakpositionen deuten auf eine Mischung aus Polyethylen und Polyamid hin. Besonders relevant sind die Banden über 3.000 cm⁻¹. Diese sind nur sehr schwach und lassen somit eine Mischung vermuten. Es ist jedoch nicht eindeutig, dass PE vorhanden ist. Das scheinbare PE könnte auch der Rest der -R-CO-NH- Wiederholeinheit sein. Demnach wird die Probe B5 als PA eingeordnet.

An diesem Beispiel ist abzuleiten, dass nicht jede Zuordnung aufgrund der Vielfalt an Kunststoffen und deren erdenkbaren Mischungen/Verbindungen eindeutig möglich ist.

Die Ergebnisse der IR-Mikroskopie der oxidierten Kunststoffe sind als Transmissionspektrum dargestellt (siehe Anhang 11, 12, 13: Polyethylen, Polypropylen, Polyvinylchlorid ox. vorher-nachher).

Bei PE und PVC konnten Vergrößerungen des Peaks bei 1.700 cm⁻¹ festgestellt werden. Bei PP hingegen ist kein direkter Unterschied dieser Bande festzustellen. Auffällig dabei ist der bereits vor der Behandlung vorhandene Peak, was auf ein Copolymer (bspw. mit einem Ester) oder vorzeitige Oxidation hindeutet. Dennoch kann anhand dieser sechs Spektren die erwähnte Theorie bestätigt werden. Demnach werden die Peaks um 1.700 cm⁻¹ ebenfalls bei der Auswertung/Identifikation hervorgehoben.

Problematisch bei der Auswertung waren die bereits erwähnten Banden bei 1.320 cm^{-1} – 1.200 cm^{-1} . Diese waren bei diversen Proben in unterschiedlicher Intensität zu finden. Im Laufe der Untersuchungen konnten Kunststoffe ausgeschlossen werden und der Verdacht fiel auf Öle und Fette. Eine der Spektrensuchen (Probe F5) in der Datenbank konnte ein zielführendes Ergebnis liefern (Abb. 40).

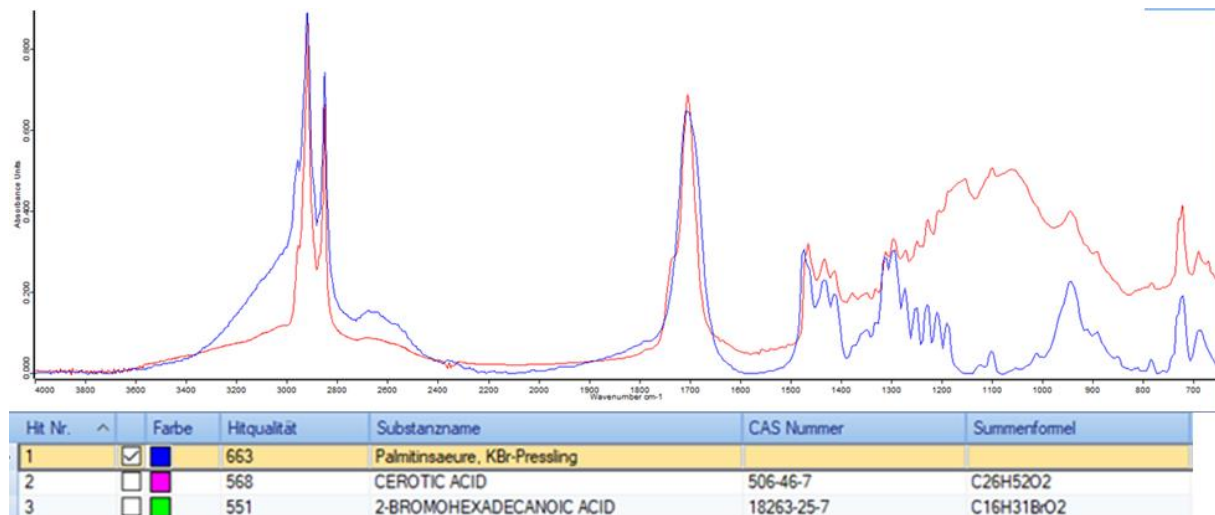


Abbildung 40: Spektrensuche Palmitinsäure

Bei dem gemessenen Stoff muss es sich also um Palmitinsäure oder einen strukturell ähnlich aufgebauten Stoff (möglicherweise andere Fettsäuren) handeln. Falls es sich um Palmitinsäure (oder etwas Ähnliches) handeln sollte, so müsste Hexan aufgrund der extrahierenden und lösenden Wirkung den Kunststoff von der Säure befreien. Dies wurde getestet und brachte das erwünschte Ergebnis. Bei einigen Proben sind dennoch Reste von Palmitinsäure vorhanden, welche sich im erhaltenen Spektrum wiederfinden lassen. Das Vorhandensein von Fetten im gereinigten Abwasser ist denkbar, gerade im Hinblick auf die erwähnte Fettproblematik in der Kläranlage Braunsbedra (siehe 4.9 Verfahrenstechnische Situation).

Eine Bestätigung dieser Vermutung ist mit Hilfe der Thermogravimetrie möglich.

Es ist zu vermuten, dass auch die Reinigung mit Isopropanol zielführend ist und daher bei einigen Proben nicht sorgfältig genug durchgeführt wurde.

Die Identifizierung der Kunststoffe ist in folgenden zwei Tabellen zusammengestellt.

Fasern	
Probe	Kunststoff
A1	PE
C1	PE
D1	PE
E1	PE
F1	PE
A2	PP
B2	PP
C2	PE
E2	PE
F2	PE
A3	PE
B3	PE
D3	PE
E3	PP
B4	PE
C4	PE
D4	PE
A5	PE
B5	PA
B6	PP
C6	PE
E6	PE
E5	PE

Tabelle 12: Identifikation Fasern

andersförmige Partikel	
Probe	Kunststoff
B1	PE
D2	PE
C3	PP
F3	PE
A4	PE
E4	PE
F4	PE
C5	PE
D5	PE
F5	PE
A6	PE
D6	PE
F6	PE

Tabelle 11: Identifikation andersförmiger Partikel

Es ist festzustellen, dass fast ausschließlich PE (30/36) und PP (5/36) identifiziert wurden. Ebenfalls auffällig ist, dass es sich bei jedem gemessenen Partikel um einen Kunststoff handelt. Jedoch bestand der braune Anteil der Probe D5 aus Palmitinsäure und taucht daher nur bei der Farbzuzuordnung auf. Abbildung 41 fasst das Ergebnis übersichtlich zusammen.

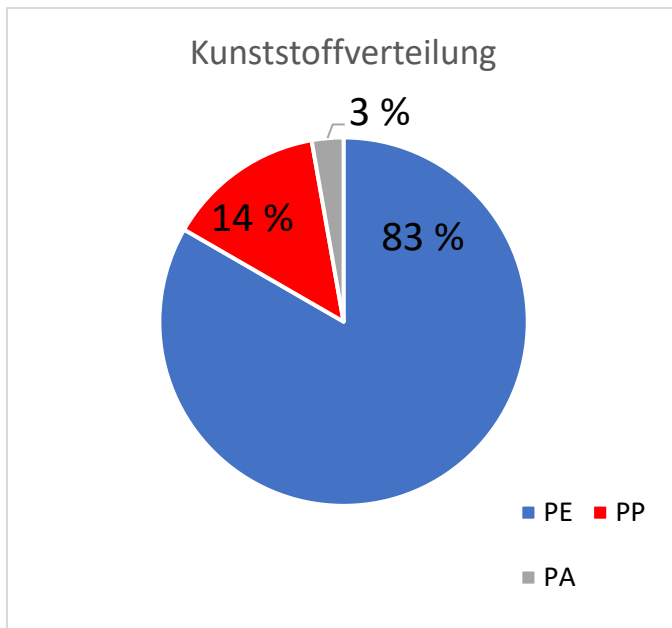


Abbildung 41: Kunststoffverteilung

6.2.3 Untersuchung Partikel < 500 µm

Negativ bei der plattgedrückten Probe ist das oft invertierte Spektrum (ähnelt einem Absorptionsspektrum) an Stellen, wo der Spiegel leichte Kratzer aufweist. Grundsätzlich scheint jedoch die Verwendung eines Spiegels als Unterlage sinnvoll.

Die ersten Messungen mithilfe einer Map (mehrere Messpunkte als Raster angeordnet) ergaben stets nachfolgendes Spektrum (Abb. 42). Dabei spielte es keine Rolle, ob optisch an dieser Stelle Schlamm oder ein Partikel zu sehen war. Die Suchanfragen lieferten meist Oleinsäure oder PE-Copolymere als Ergebnis.

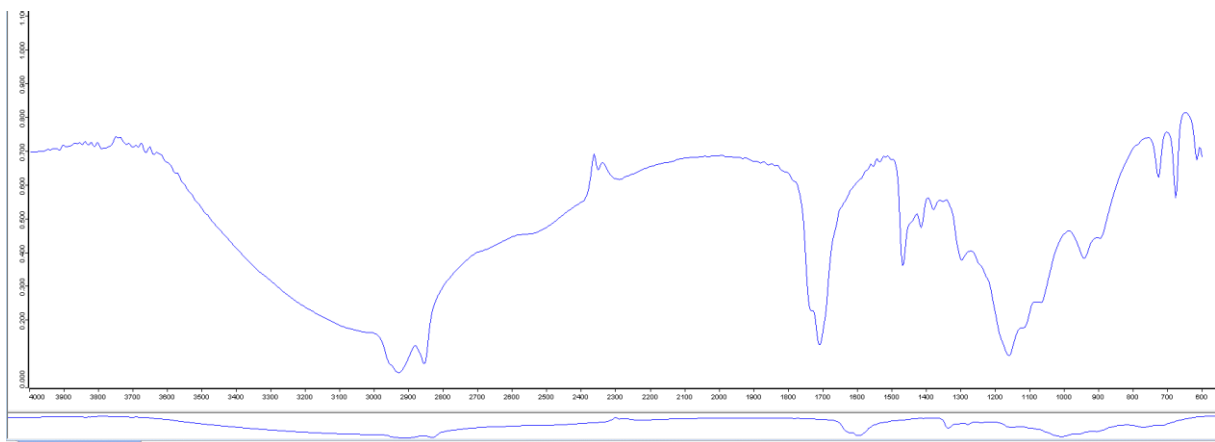


Abbildung 42: wiederholendes Spektrum

Auch ein Gegenüberstellen des optischen Bildes (rechts Abb. 43) mit der 2D Konturdarstellung (links Abb. 43) brachte nicht das gewünschte Ergebnis. Der deutlich sichtbare Faden ist in der Konturdarstellung nicht zu erkennen (Datenpunktabstand ca. 150 μm , 1024 Scans pro Punkt).

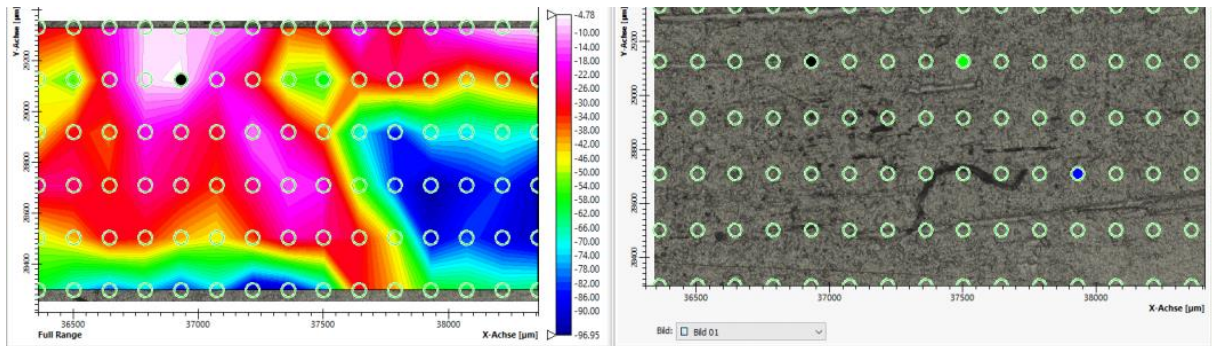


Abbildung 43: Konturdarstellung neben optischem Bild

Da scheinbare Informationen (unterschiedliche Farben) in der Konturdarstellung zu finden sind, wurden vielfach Spektren aus diversen Maps entnommen. Diese sollten den kompletten farblichen Bereich abdecken. Demnach wurden meist Spektren mit blauer, weißer und gelbgrüner Zuordnung extrahiert. Von der kompletten Map, d. h. von jedem einzelnen Punkt wurden nun die drei Spektren subtrahiert. Daraus entstanden drei neue Karten. Keine der Subtraktionen führte zum Erfolg, auch nachdem viele verschiedene Einstellungen bzgl. Auflösung, Anzahl der Scans und Abstand der Messpunkte getätigt wurden.

Die durch Integration (780 cm^{-1} - 680 cm^{-1}) erhaltene Konturdarstellung ähnelt sehr dem optischen Bild (siehe Anhang 14: Kontur vs. Bild, Integration). Neben dem großen Fleck, welcher sich im Mittelpunkt des Bildes befindet, ist auch der goldene Partikel (rechts) in Kontur und Bild zu erkennen. Demnach scheint die Messung erfolgreich. Betrachtet man jedoch die Spektren, so erkennt man wieder kaum signifikante Unterschiede. Kleine Unterschiede sind zwar häufiger zu finden, jedoch sind diese nicht regelmäßig und an den gleichen Stellen. Die Intensität der Banden hingegen ändert sich stets von Farbe zu Farbe. Folglich ändert sich vermutlich nur die Höhe der Oberfläche, damit liegt der Fokus nicht mehr genau auf der Oberfläche und die Intensität der Banden sinkt. Umso schärfer der Fleck im optischen Bild erscheint, desto deutlicher sind die Peaks im Spektrum zu finden.

Ungeachtet dessen wurde noch die Kramers-Kronig-Transformation durchgeführt, welche nicht geglückt ist.

Verbesserung sollte nun ein Spiegel aus Gold bringen (Abb.44).

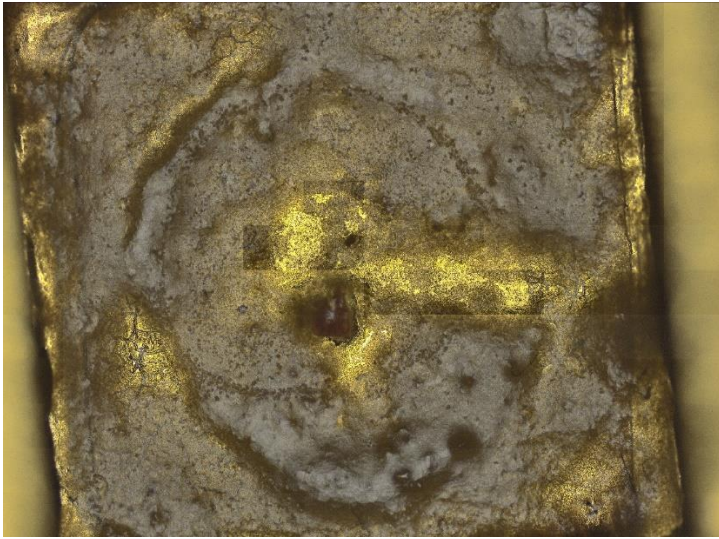


Abbildung 44: Goldspiegel mit rotem Partikel

Der Goldspiegel bildete keine Risse und ist daher für die Messung besser geeignet. Anhand der Abb. 44 ist deutlich der Schlamm auf dem Spiegel sowie ein roter Partikel mittig im Schlamm zu erkennen.

Die Infrarotspektroskopische Untersuchung lieferte jedoch erneut die gleichen Spektren für Partikel und Schlamm.

Auch hier wurde mit verschiedenen Maps, Partikeln, Auflösungen, Scananzahlen, Messpunktabständen, Blenden, und Hintergründen (Schlamm, Goldspiegel, Aluminiumspiegel) ohne Erfolg variiert (Anhang 15: Partikel auf Goldspiegel).

Somit war die Identifizierung der Partikel $< 500 \mu\text{m}$ bei dieser Vorgehensweise der Probenvorbereitung nicht möglich. Dementsprechend wurden die Partikel auf den zuvor erwähnten Flächen (siehe 5.3.4 Untersuchung Partikel $< 500 \mu\text{m}$) ausgezählt.

Die Daten der Teilprobe zur Auszählung sind in folgender Tabelle 13 zusammengefasst.

Messfläche	3 * 653,8 µm * 717,3 µm	Trockenmasse Probe vor Ox.	4,8824 g
Fläche Probe	101 mm ²	Trockenmasse Probe nach Ox.	3,533 g
Partikel < 500 µm	8 (2, 2, 4)	Trockenmasse Filterkuchen	585,89 g
Masse Teilprobe	0,059 g		

Tabelle 13: Übersichtsdaten optisches Auslesen

In den drei Flächen wurden 2, 2 und 4 Partikel < 0,5 mm gefunden. Die zu erwartende Anzahl an Partikeln (P) beträgt somit:

$$\frac{2P + 2P + 4P}{3 * 653,8 \mu\text{m} * 717,3 \mu\text{m}} = 5,7 \text{ P/mm}^2 \text{ Schlamm} \quad [\text{Gl. 1}]$$

$$5,7 \text{ P/mm}^2 * 101 \text{ mm}^2 \approx 575 \text{ P} \quad [\text{Gl. 2}]$$

Auf der gesamten Glasfläche befinden sich somit geschätzte 575 Partikel < 0,5 mm.

$$\frac{575 \text{ P}}{0,059 \text{ g}} = 9.746 \text{ P/g} \quad [\text{Gl. 3}]$$

Demnach sind pro Gramm der oxidierten Probe ca. 9.746 Partikel < 0,5 mm.

Anschließend werden die Partikel auf die Menge der Probe vor Oxidation bezogen.

$$9.746 \text{ P/g Probe nach Ox.} * \frac{3,533 \text{ g Probe nach Ox.}}{4,8824 \text{ g Probe vor Ox.}} \\ = 7.052 \text{ P/g Probe vor Ox. (< 0,5 mm)} \quad [\text{Gl. 4}]$$

Hinzu kommen die vorher entnommenen 36 Partikel > 0,5 mm, welche auf dem Filterpapier untersucht worden.

$$7.052 \text{ P/g Probe vor Ox} + \frac{36 \text{ P.}}{4,8824 \text{ g Probe vor Ox.}} = 7.059 \text{ P/g Probe vor Ox.} \quad [\text{Gl. 5}]$$

Somit sind in 1 g Trockenmasse des Filterkuchens vom Trommelfilter ca. 7.059 Partikel zu erwarten.

Die Gesamtmasse aller Filterkuchen ergibt 6.999,53 g mit einer Trockenmasse von 585,89 g.

$$585,89 \text{ g Probe vor Ox.} * 7.059 \text{ P/g Probe vor Ox.} = 4.135.798 \text{ P} \quad [\text{Gl. 6}]$$

Folglich sind in der kompletten Laufzeit des Trommelfilters ca. 4.135.798 Partikel zurückgehalten wurden.

Bezogen auf das durchlaufene Wasservolumen von 43.398 m³ ergeben sich ca. 95 Partikel pro m³.

Der OOWV ermittelte, dass ca. 50 % der Fasern einen natürlichen Ursprung haben. Die Anwendung von Forschungsergebnissen von anderen KA auf die Untersuchung in Braunsbedra sollte jedoch sehr kritisch betrachtet werden, da bei Partikeln große Differenzen hinsichtlich des Ursprungs (0-90 % natürlicher Ursprung der Fasern, OOWV) bei unterschiedlichen Kläranlagen auftreten können und der dabei entstehende Fehler enorm sein könnte. Um die Mikroplastikfracht in der Kläranlage in Braunsbedra genau zu bestimmen, muss eine bessere Probenvorbereitung entwickelt werden.

Zu berücksichtigen gilt zusätzlich, dass die Schichtdicke mit 10 µm – 65 µm dazu führen kann, dass kleinere Partikel verdeckt werden und der wahre Gehalt an Plastikpartikeln höher ist.

Der errechnete Mittelwert des OOWV von ca. 900 Partikel/m³ konnte somit deutlich unterschritten werden. Die Filtration wurde dort jedoch mit einem 10 µm Kerzenfilter vorgenommen und das zu filtrierende Volumen lag maximal bei 1 m³.

6.2.4 Untersuchung der Fettsäure

Die erhaltenen Spektren (siehe Anhang 16: IR-Spektren Öle) weisen deutliche Ähnlichkeiten mit dem Schlammspektrum auf. Besonders passend scheint dabei das Kokosöl zu sein, da dieses auch zwischen 900 cm⁻¹ und 1.300 cm⁻¹ ähnliche Peaks aufweist. Demzufolge sollte es sich bei dem im Schlamm vorhandenen Öl oder Fett um einen strukturell ähnlich aufgebauten Stoff wie dem Kokosöl (Laurinsäure, Dodecansäure) handeln.

Dieses Ergebnis kann durch die nachgewiesene Palmitinsäure (Hexadecansäure) bei den Partikeln > 500 µm bestätigt werden. Um welche dieser Säuren es sich genau handelt, kann ohne detailliertere Messungen nicht genau gesagt werden, jedoch ist zu vermuten, dass es sich um eine gesättigte Fettsäure handelt.

6.3 Raman-Spektroskopie

Mit dem grünen Laser konnten vorerst keine guten Ergebnisse bei der Messung des Schlammes erzeugt werden, da Fluoreszenz auftrat. Der rote Laser hingegen konnte bessere Spektren erzeugen (Abb. 45).

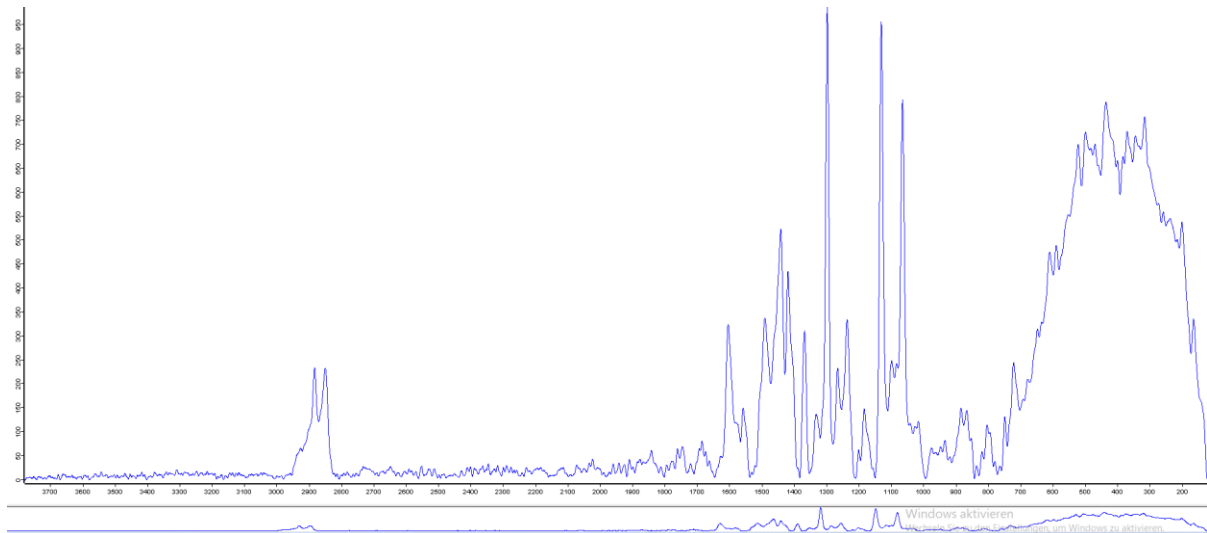


Abbildung 45: Raman-Spektrum von Schlamm

Jedoch zeigte die erste Map ein neues Problem auf. Aufgrund der beiden Glasplättchen, welche zum Erzeugen einer ebenen Oberfläche genutzt worden, wurde der Wärmeabtransport verringert und der Schlamm verbrannte (Abb.46).

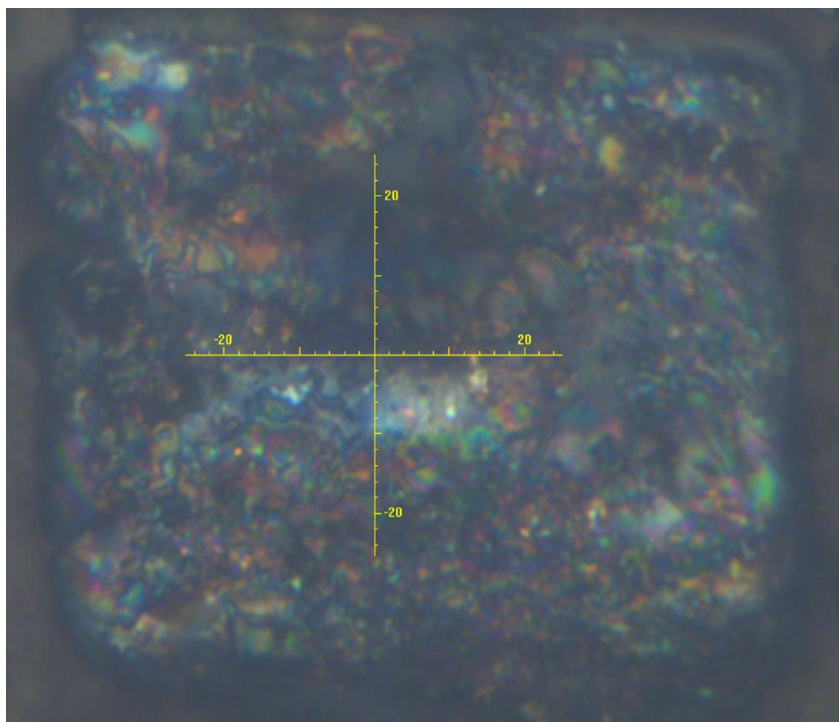


Abbildung 46: verbrannter Schlamm

Abhilfe sollten Kupferplatten bringen, welche mit Wärmeleitpaste mit dem Glas verbunden wurden. Das Problem konnte somit vermindert werden.

Weitere Messungen brachten jedoch keine eindeutigen Spektren. Es existierte dasselbe Problem wie bei der IR-Spektroskopie. Die Partikel waren mit der Schlammschicht bedeckt, welche selbst im Spektrum zu sehen war und den Partikeln sehr ähnlich ist.

Folgende Messungen mit unterschiedlichen Parametern oder Unterlagen (bspw. Goldspiegel) konnten dieses Problem ebenfalls nicht umgehen. Als weiteres Problem fiel auf, dass der Schlamm aufgrund der Inhomogenität sehr unterschiedlich auf die verschiedenen Laser und verwendeten Leistungen reagierte. Während bei dem größten Teil des Schlammes 50 mW optimal erschienen, löste diese Leistung bei manchen Messpunkten Verbrennungen und Blasenbildung aus.

Die Raman-Spektroskopie scheint daher für die Analyse des Schlammes nicht geeignet zu sein.

6.4 Thermogravimetrische Analyse

Die Doppelbestimmung (5,54 mg und 7,10 mg) der Filterkuchenprobe lieferte bei 200 Messungen/Minute folgendes Ergebnis.

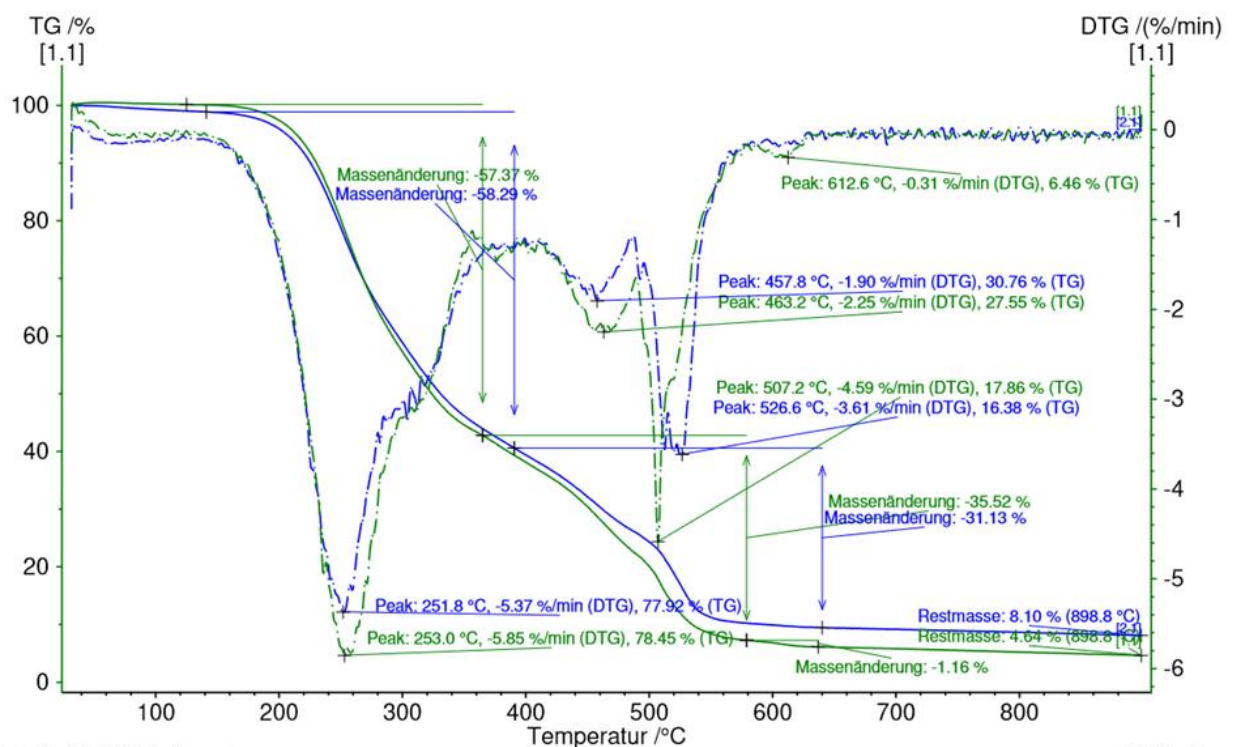


Abbildung 47: Thermogram getrockneter Filterkuchen

Die Inhomogenität führte zu geringeren Folgen als erwartet. Trotzdem ist eine Zerkleinerung mit anschließendem Mischen der Probe empfehlenswert.

Die gestrichelten Linien zeigen hierbei die ersten Ableitungen der beiden Kurven. Anhand deren Peaks sind die Gewichtsabnahmen (Δm) deutlich zu erkennen.

Die größten Peaks liegen bei ca. 250 °C (ca. 58% Δm), 460 °C sowie 515 °C (zusammen 35 % Δm). Bei der ersten Messung ist zusätzlich eine Massenänderung von ca. 1 % bei 612 °C zu verzeichnen.

Das erhaltene Thermogramm lässt sich folgende Phasen einteilen.

Phase 1: 25 °C – 130 °C – Verdampfen des noch enthaltenen Wassers

Phase 2: 130 °C – 400 °C – Verbrennung biologisch abbaubarer organischer Stoffe und organischer Polymere (Hernandez et. al., 2017)

Phase 3: > 400 °C – Verbrennung nicht biologisch abbaubarer organischer Stoffe (Hernandez et. al., 2017)

Zu beachten ist, dass ab 650 °C keine weiteren Gewichtsabnahmen zu verzeichnen sind.

Eine Zuordnung eines Peaks zu einem bestimmten Stoff ist nicht möglich, da es sich hierbei um einen Summenparameter handelt und der Filterkuchen aus vielen verschiedenen Komponenten besteht. Eine genauere Bestimmung ist nur über die kinetischen Parameter möglich.

Phase 2

Da bisherige Untersuchungen bereits einen Biomassegehalt von über 80 % ergaben, sollte es sich bei dem ersten Peak bei ca. 250 °C um Hemizellulose handeln, wobei 58 % Masseverlust wiederum als zu hoch erscheinen.

Eine Verbrennung von Alginat bei ähnlichen Temperaturen ist ebenfalls möglich (Wielinski, 2020). In Abbildung 45 ist gut zu erkennen, dass ein zweiter Peak bei ca. 300 °C aus dem ersten hervorgeht. Es ist demnach davon auszugehen, dass sich der Peak von Alginat und der Peak von Hemizellulose überschneiden. Anhand des hohen Anteils an Algen in der Probe, ist eine hohe Menge an Alginat zu erwarten.

Aufgrund der infrarotspektroskopischen Analyse ist ein Vorhandensein von Fetten wie bspw. Palmitinsäure nachgewiesen. Palmitinsäure hat einen Zündpunkt von 240 °C und fällt damit in den gleichen Bereich wie Hemizellulose (IFA, 2021). Demnach ist eine Unterscheidung und die damit verbundene Massebestimmung nicht möglich.

Phase 3

Der Peak bei 460 °C sowie bei 515 °C (Mittelwert) lässt auf Verflüchtigungen und Reaktionen von Zellulose, Lignin und Xylan schließen (Wielinski, 2020) (Hernandez et. al., 2017).

Der kleine Peak bei 612 °C ist kaum aussagekräftig. Es könnte sich dabei um die Oxidation von Kunststoffen handeln, verifiziert werden kann dies jedoch aufgrund des geringen Anteils nicht.

Bei der Restmasse (< 10 %) handelt es sich vermutlich um anorganische Inhaltsstoffe wie bspw. Calzit (Wielinski, 2020).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Thermogravimetrie Hinweise auf die Zusammensetzung des Filterkuchens gibt, jedoch dabei eher eine beschreibende und keine erklärende Stellung einnimmt. Das Ergebnis eines Summenparameters ist bei solch einer komplexen Matrix nur schwierig zu interpretieren.

7. Zusammenfassung und Ausblick

Insgesamt ca. 0,6 kg TS Feststoffe, darunter Mikroplastikpartikel, konnten im Ablaufstrom von ca. 43.000 m³ der Kläranlage in Braunsbedra zurückgehalten werden. Die Anwendung eines Trommelfilters ist dabei praktisch aufgrund des verhältnismäßig leichten Aufbaus und der einfach zu bedienenden Steuerung. Falls der dabei gebildete Filterkuchen untersucht werden soll, müssen jedoch die Algen zurückgehalten werden. Diese treten in sehr hoher Menge auf und können verschiedene Untersuchungsverfahren wie bspw. die Infrarotspektroskopie erschweren. Die Reinigung der Rinnen des Nachklärbeckens sowie die Reinigung des Ablaufbeckens sind sehr hilfreich, jedoch noch nicht ausreichend.

Grundsätzlich müsste eine größere Filteranlage verwendet werden, welche mehr als 60 m³/h filtrieren kann, um den gesamten Abwasserstrom zu reinigen. Vorteilhaft bei dieser Arbeit war der lange Probennahmezeitraum von 45 Tagen und das hohe Probenvolumen von über 43.000 m³ Abwasser.

Der entstehende Aufwand bzgl. Steuerung und Regelung ist überschaubar und nach einigen Wochen ist bereits ein guter Betriebspunkt gefunden.

Trotz des hohen Biomasseanteils von über 83 % und der guten Abbaueigenschaften (CSB-Verringerung über 80 %) ist von einer Vererdung des Filterkuchens abzugehen. Die entstehende Erde hätte einen erhöhten Kunststoffgehalt und würde damit weitere Verwendung verhindern. Eine Entsorgung mit dem Rechengut (Siehe 2.2.1) scheint daher sinnvoll.

Die Ergebnisse der Biomassebestimmung waren aufgrund des hohen Gehalts an Algen vorherzusehen. Auch die biologische Abbaubarkeit von über 80 % war damit zu erwarten. Bei weiteren Messungen sollte hier auf die Einhaltung des Messbereichs geachtet werden. Zusätzlich muss eine gute Luftversorgung ermöglicht werden, wobei die Probe in einem 500 ml Kolben stets weniger als 300 ml sein sollte.

Festzustellen war schon an diesem Punkt, dass die Proben von verschiedenen Tagen sehr unterschiedliche Zusammensetzungen haben können. Für folgende Untersuchungen könnte es sinnvoll sein, alle Proben zu mischen und eine homogene Masse herzustellen. Somit sind Unterschiede zwischen den Proben auszuschließen und Hochrechnungen, wie bei der Bestimmung der Plastikfracht, sind weniger fehlerbehaftet.

Als größtes Problem stellte sich die Infrarotspektroskopische Untersuchung heraus. Grund dafür war eine ungünstige Probenvorbereitung.

Zur Entfernung der Begleitorganik eignet sich die Anleitung nach DIN EN 15440:2011-05 sehr gut, obwohl diese nicht für diesen Zwecks ausgelegt wurde. Von den Filterpapieren konnten die Mikroplastikpartikel > 0,5 mm gut mit einer Pinzette entfernt und anschließend mittels ATR-

FTIR identifiziert werden. Obwohl aufgrund der Produktionsmenge von PE und PP (fast 50 % der Gesamtmenge in Deutschland) hohe Mengen bei den Untersuchungen erwartet wurden, scheint das Ergebnis von über 95 % PE und PP auffällig. Vergleiche mit dem OOWV zeigen auf, dass es sich dabei um keinen Zufall handelt. Es ist demnach davon auszugehen, dass diese beiden Kunststoffe aufgrund ihrer Dichte ($< 1 \text{ kg/dm}^3$) noch im Wasser vorhanden waren. Ebenfalls viel produzierte Kunststoffe wie PA oder PVC wurden demnach vermutlich in den Reinigungsschritten der Kläranlage entfernt und befinden sich aufkonzentriert in der Vererdungsanlage wieder. Diese These kann derzeit nicht ausreichend gestützt werden und erfordert weitere Untersuchungen in der Kläranlage Braunsbedra.

Keines der Partikel $< 500 \text{ }\mu\text{m}$ konnte identifiziert werden. Weder die Infrarotspektroskopie noch die Raman-Spektroskopie konnte gute Ergebnisse erzielen. In beiden Fällen lässt die Öl enthaltende Matrix eine Analyse der Kunststoffe nicht zu. Hinzu kommt, dass die Matrix inhomogen ist und damit sehr unterschiedlich auf die Messungen reagiert, was sich besonders bei der Raman-Spektroskopie bemerkbar macht. Diverse Versuche mit unterschiedlichen Unterlagen (Silber-, Goldspiegel) oder Verdünnungen können das Problem nicht beheben. Demzufolge muss eine andere Probenvorbereitung (bspw. Dichtentrennung) gewählt werden oder das Öl muss durch bspw. Spülen entfernt werden.

Eine Orientierung in Richtung des OOWV ist hinsichtlich der Probenaufbereitung somit ratsam. Die Thermogravimetrische Untersuchung konnte aufgrund der komplexen Matrix keine detaillierten Informationen geben. Da es sich hierbei um einen Summenparameter handelt, ist keine eindeutige Zuordnungen der Masseverluste zu einem Stoff möglich. Gleichwohl können Vermutungen aufgestellt werden, welche in Verbindung mit anderen Untersuchungen oder Beobachtungen begründet werden. Dazu gehören zum Beispiel der hohe Anteil an Alginat und der Nachweis von Fetten im Filterkuchen.

Da die erhaltenen Daten der Abwasseranalyse teils mit Ergebnissen von Klärschlammanalysen übereinstimmen, scheint eine Vergleichbarkeit als gegeben (Wielinski, 2020).

Von Interesse ist es nun herauszufinden, welche Folgen das Mikroplastik in der aquatischen Umwelt hervorruft. Wie schon in 2.2.3 Immission beschrieben, existieren derzeit weder standardisierte Untersuchungsschemata noch sicher belegbare Auswirkungseinschätzungen. Es wurde zwar Plastik in Lebewesen nachgewiesen, wie hoch die negativen Auswirkungen sind, ist jedoch noch nicht eindeutig bewiesen. Daher ist es wichtig, den Eintragspfad und die Auswirkungen des Mikroplastiks genauer zu untersuchen, um gegebenenfalls Anpassungen und Maßnahmen zu ergreifen.

Dazu scheint die Anwendung eines Trommelfilters vor dem Ablauf einer Kläranlage als praktisch. Neben dem Aspekt der Analyse des Wassers, ist diese auch gleichzeitig die technische Umsetzung zur Entfernung des Mikroplastiks.

Trotz einer Vielfalt an Problemen konnten zielführende Ergebnisse erreicht werden, welche einen Vergleich mit anderen Forschungen ermöglichen und Ratschläge für folgende Untersuchungen darstellen.

8. Literaturverzeichnis

- Andrady, A. (August 2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, S. 1596-1605.
- Bamford et al. (2009). *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris*.
- Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V. . (2019). *Mikroplastik und andere Kunststoffe in Kosmetika*.
- Bundesregierung. (4. Juli 2021). [www.bundesregierung.de](https://www.bundesregierung.de/breg-de/themen/nachhaltigkeitspolitik/einwegplastik-wird-verboden-1763390). Von Nachhaltigkeitspolitik: <https://www.bundesregierung.de/breg-de/themen/nachhaltigkeitspolitik/einwegplastik-wird-verboden-1763390> abgerufen
- Bündnis 90/Die Grünen. (September 2018). www.gruene-bundestag.de. Von <https://www.gruene-bundestag.de/themen/plastik> abgerufen
- Derraik, J. (September 2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, S. 842-852.
- Deutsche Gesellschaft für Fettwissenschaft e.V. (16. September 2021). *Dgfette*. Von <http://www.dgfett.de/material/fszus.php> abgerufen
- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall . (1997). *10 Jahre Klärschlammvererdung in Schilfbeeten*.
- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2020). Analytik und Betriebsdokumentation bei Verfahren zur gezielten Spurenstoffentfernung - Empfehlungen für einen systematisierten Vergleich bezüglich Spurenstoffentfernung, Nebenproduktion und Desinfektion. *Korrespondenz Abwasser-Abfall*, 754-768.
- DWA-Regelwerk. (August 2006). Arbeitsblatt DWA-A 199-4.
- European Chemical Agency. (2019). *Annex XV Restriction Report*.
- Fath, A. (2019). *Mikroplastik Verbreitung, Vermeidung, Verwendung*. Springer.
- Fuhrmann et al. (2021). Mikroplastik-Emission auf Kläranlagen. *Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 730-741.
- Gmeiner et al. (2015). *PLASTIK IN DER DONAU, Umweltbundesamt (AT)*. Wien.
- Grathwohl et al. (2002). *Merkblatt ATV-DVWK-M 504, Abwassertechnische Vereinigung - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall*.
- Grathwohl et al. (2020). *Plastik und andere persistente „neue“ Stoffe im Boden, Kommission Bodenschutz beim Umweltbundesamt*.
- Gschlößl et al. (1999). *Das mikroskopische Bild bei der biologischen Abwasserreinigung, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft*.
- Hecht. (2019). *Physikalische Grundlagen der IR-Spektroskopie*. Springer.
- Hernandez et. al. (2017). Thermal decomposition of sewage sludge under N₂, CO₂ and air: Gas characterization and kinetic analysis. *Journal of Environmental Management*, 560-568.
- IFA. (24. September 2021). gestis.dguv.de. Von Institut für Arbeitsschutz der Deutschen Gesetzlichen Unfallversicherung: <https://gestis.dguv.de/data?name=033990> abgerufen
- Kaiser, W. (2020). *Kunststoffchemie für Ingenieure, Von der Synthese bis zur Anwendung*. Hanser.
- Koelmans et al. (2017). *Risks of Plastic Debris: Unravelling Fact, Opinion, Perception, and Belief*.
- Liebmann et al. (2015). *Mikroplastik in der Umwelt, Umweltbundesamt (AT)*. Wien.
- Miklos et al. (2016). *Mikroplastik: Entwicklung eines Umweltbewertungskonzepts, Umweltbundesamt*.
- Mintenig et al. (2014). *Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverbandes in Niedersachsen*.
- PlasticsEurope. (2021). [plasticseurope.org](https://www.plasticseurope.org). Von <https://www.plasticseurope.org/de/focus->

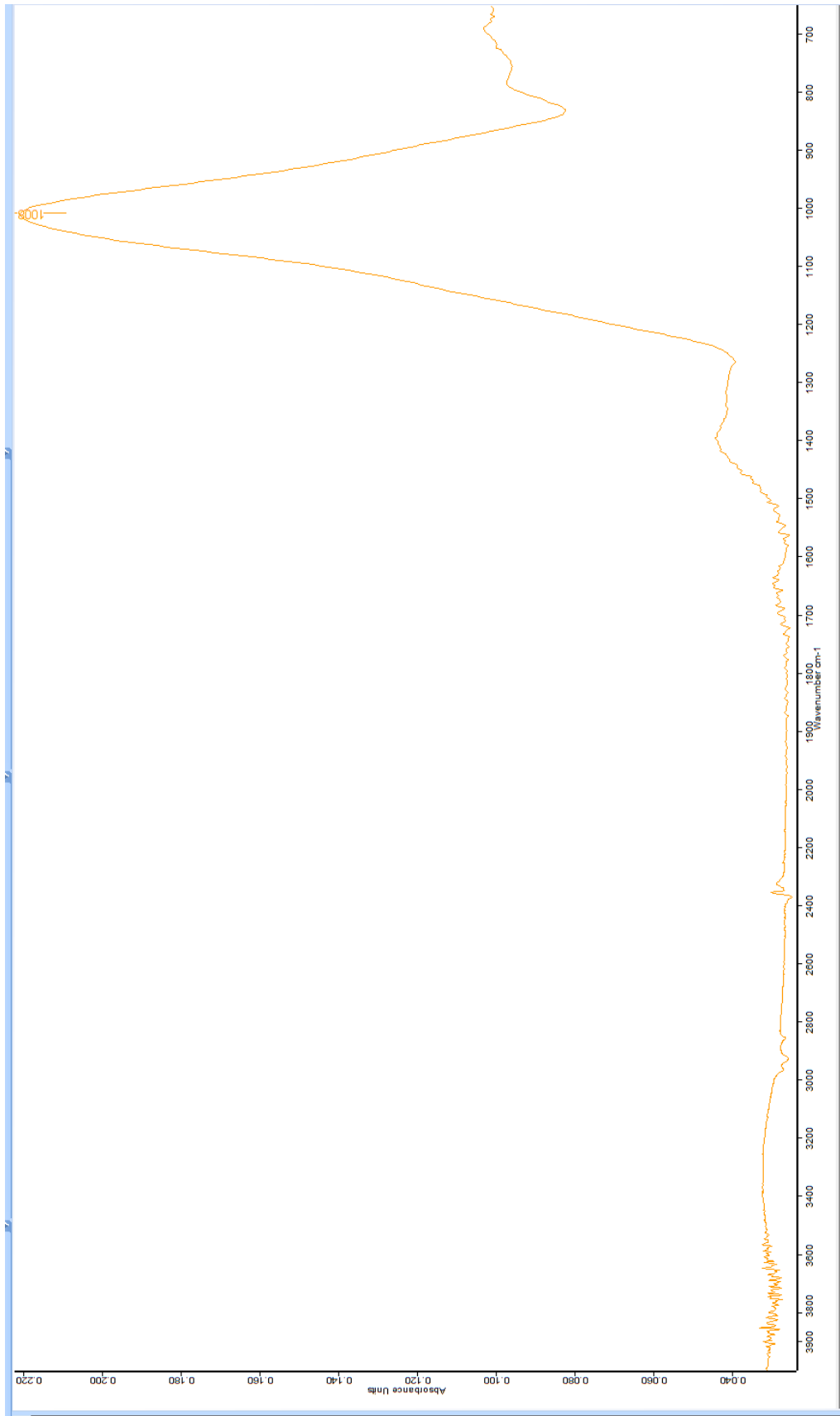
- areas/marine-litter abgerufen
- PlasticsEurope/Der Verband der Kunststoffherzeuger. (2021). *www.plasticseurope.org*. Von <https://www.plasticseurope.org/de/about-plastics/what-are-plastics/large-family> abgerufen
- PlasticsEurope; Consultic; Conversio. (2020). *Weltweite und europäische Kunststoffproduktion in den Jahren von 1950 bis 2019*.
- Provencher et al. (September 2017). Quantifying ingested debris in marine megafauna: a review and recommendations for standardization. *Analytical Methods*, S. 1454-1469.
- Sarcletti et. al. (2021). *The remediation of nano-/microplastics from water*.
- Shen et al. (November 2017). Pollutants in Plastics within the North Pacific Subtropical Gyre. *Environmental Science & Technology*, S. 446–456.
- Skoog et al. (2007). *Instrumentelle Analytik*. Springer.
- Waldschläger, K. (2019). *Mikroplastik in der aquatischen Umwelt*. Springer Vieweg.
- Wielinski, J. J. (2020). *Investigations into the fate of engineered transition metal nano particles during sewage sludge incineration*. Zürich.
- Worm et al. (3. November 2006). Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*, S. 787-790.
- Wright et al. (Juli 2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, S. 483-492.
- Zeng, E. (2018). *Microplastic Contamination in Aquatic Environments*. Elsevier.
- ZWAG. (2019). *zwag.info*. Von <https://www.zwag.info/sw-abwasseranlagen.html> abgerufen

9. Anhang

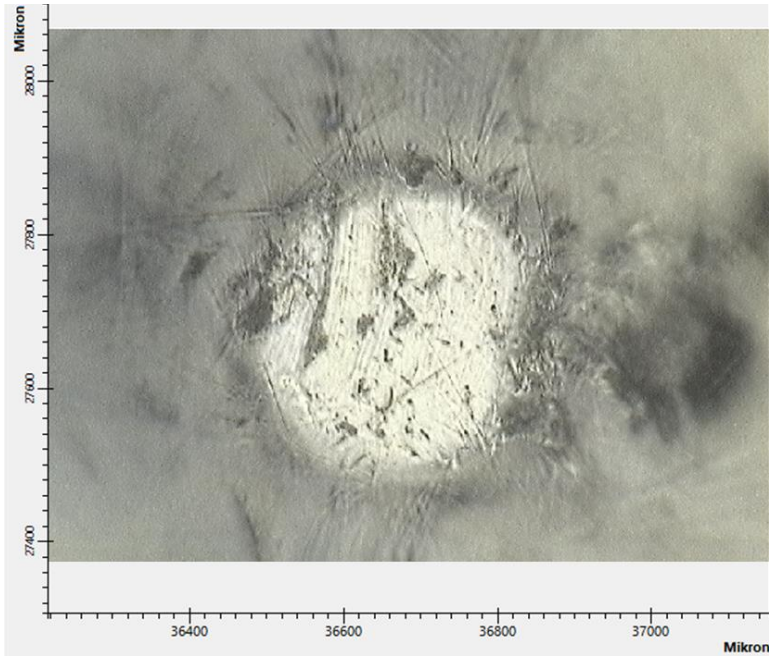
Anhang 1: Kennzahlen Biomassebestimmung	81
Anhang 2: Spektrum Filterpapier	82
Anhang 3: Kontrolle ATR-Kristall.....	83
Anhang 4: Beispiel Messfeld	83
Anhang 5: Öle auf Filterpapier.....	84
Anhang 6: Kenndaten.....	84
Anhang 7: Glucosegehalte	85
Anhang 8: Substitution D2-Filterpapier	85
Anhang 9: Spektrum D6	86
Anhang 10: Spektrum B5	87
Anhang 11: Polyethylen ox. vorher-nachher	88
Anhang 12: Polypropylen ox. vorher-nachher	89
Anhang 13: Polyvinylchlorid ox. vorher-nachher	90
Anhang 14: Kontur vs. Bild, Integration	91
Anhang 15: Partikel auf Goldspiegel.....	91
Anhang 16: IR-Spektren Öle.....	92

Datum	Symbol		1A	1B	2A	2B
08. Dez		Tiegel [g]	84,0714	83,7925	80,5885	78,1126
		Tiegel+Probe [g]	144,5572	130,3725	131,2610	130,2423
		Tiegel+ Probe trocken [g]	96,2546	93,2080	87,7206	84,5100
		Tiegel+Asche [g]	84,9039		81,2146	
		g oTS/ g TS	0,93		0,91	
09. Dez	m _{SRF}	Probe [g]		4,9900		4,8781
10. Dez	m _{filter}	Filter [g]		0,4791		0,4991
		Tiegel [g]		43,7778		52,6379
		Tiegel+Filter [g]		45,3915		54,5344
		Tiegel+Asche [g]		44,2752		53,2974
	m _{residue}	Filter+Probe trocken		1,6137		1,8965
	A _{SRF}	1-oTS/TS	0,07		0,09	
	m _{residue-ash}			0,4974		0,6595
	x _B [%]	Biomassegehalt		84,46		83,42
	x _{NB} [%]	Nicht-Biomassegehalt		8,70		7,80

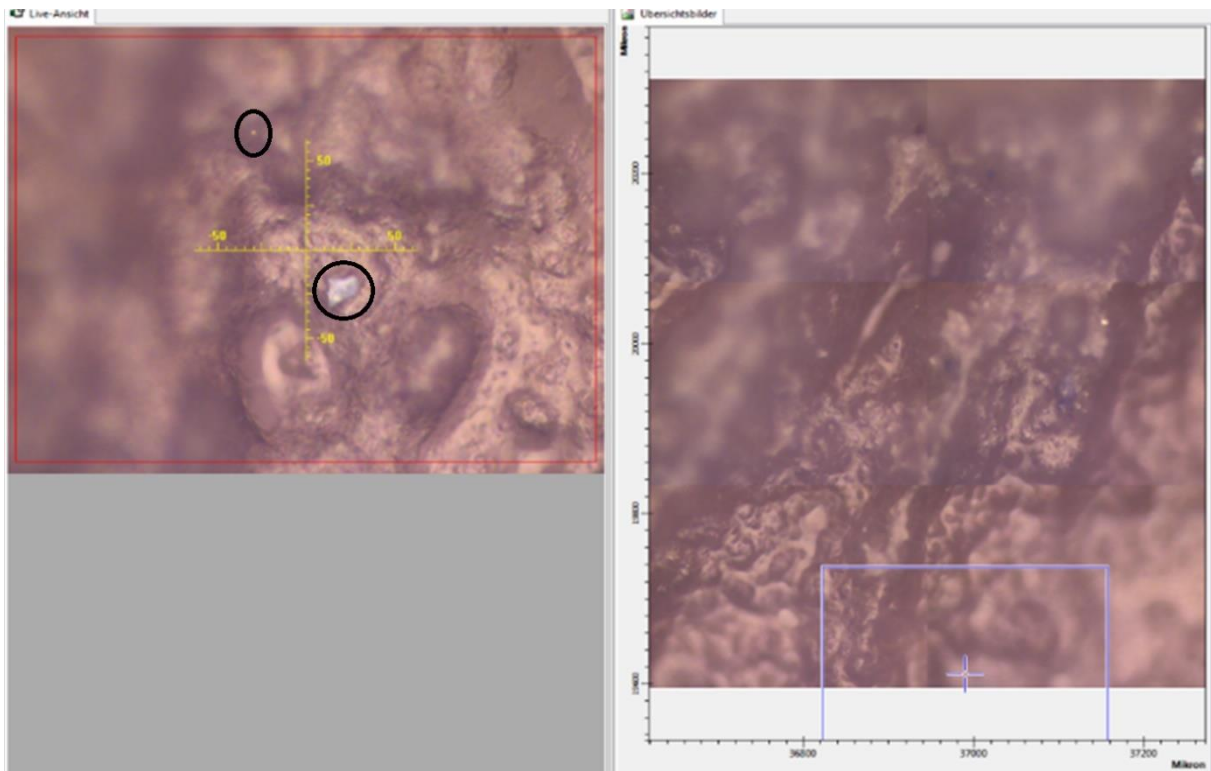
Anhang 1: Kennzahlen Biomassebestimmung



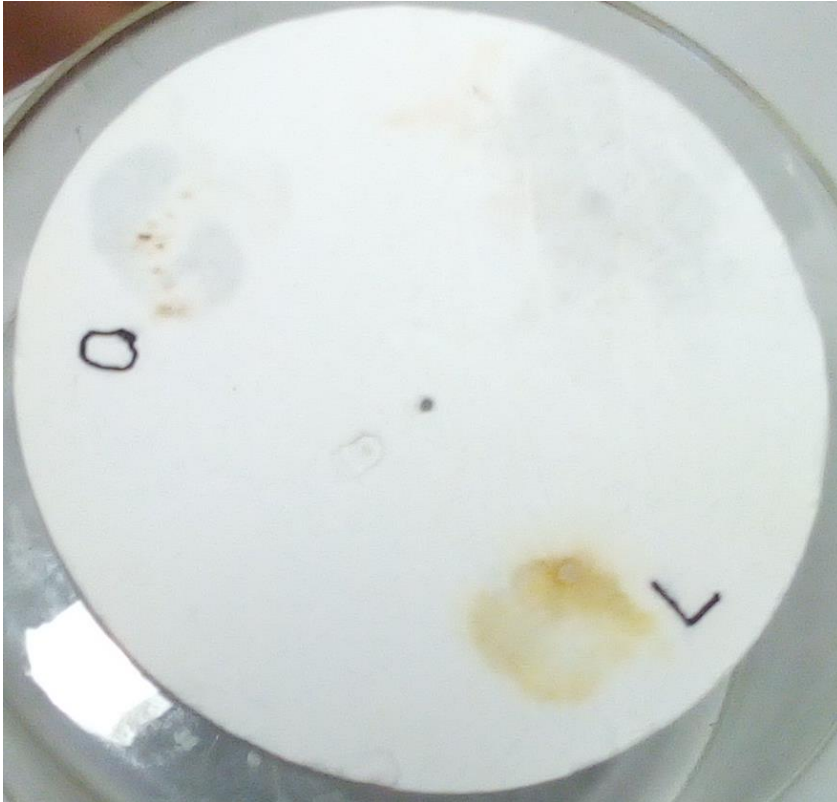
Anhang 2: Spektrum Filterpapier



Anhang 3: Kontrolle ATR-Kristall



Anhang 4: Beispiel Messfeld



Anhang 5: Öle auf Filterpapier

Beschriftung durch Säure und Peroxid entfernt (Leinöl, Olivenöl, Kokosöl).

Technische Daten der Messgeräte

FT-IR Mikroskop Hyperion 2000 von Bruker

FT-IR Spektrometer VERTEX 70 von Bruker

Netzsch - TG 209 F1 Iris

Raman-Spektrometer SENTERRA von der Firma Bruker

Getestete Parameter

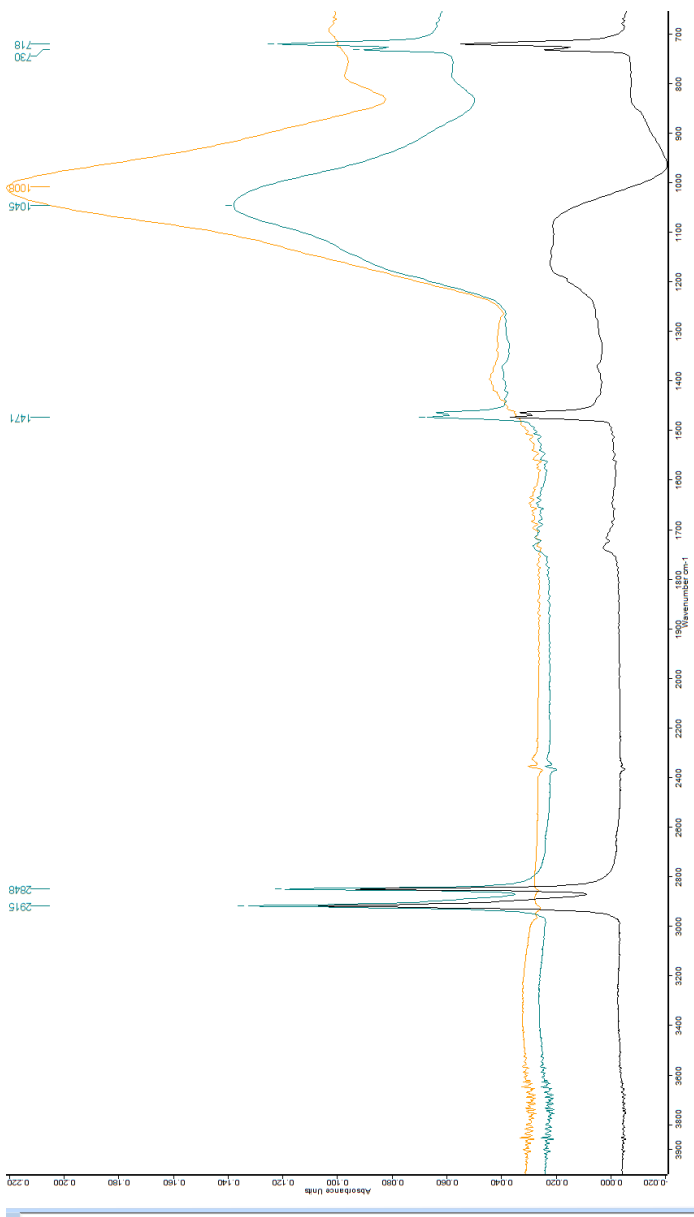
Farbe	Grün	Rot
Wellenlänge [nm]	532	785
Leistung [mW]	0,2/2/5/10/20	1/10/25/50/100
Apertur [μm]	25/ 25*1000/ 50/ 50*1000/ 2000	
Auflösung [cm^{-1}]	3-5/9-15	
Spektralbereich [cm^{-1}]	40-4460	60-3500

Hinzu kommen die Anzahl der Scans und die Koadditionen.

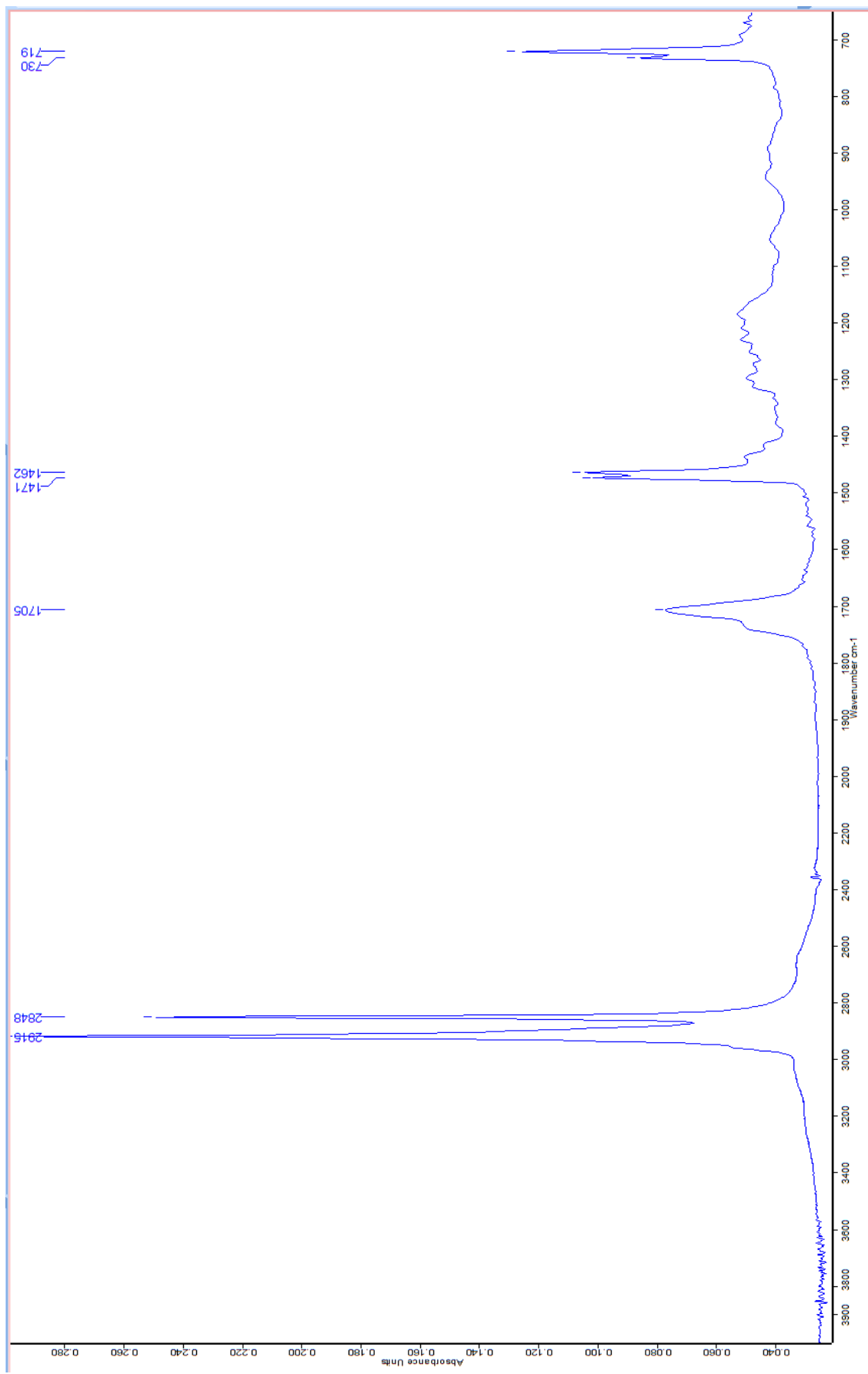
Anhang 6: Kenndaten

	Glucose [mg/l]	Glucose [mg/l]	Glucose [mg/l]
1.1	131	1	73
1.2	122	1	95
2.1	177	1	55
2.2	135	1	34
3.1	170	1	72
3.2	144	1	82
4.1	107	1	75
4.2	70	1	60

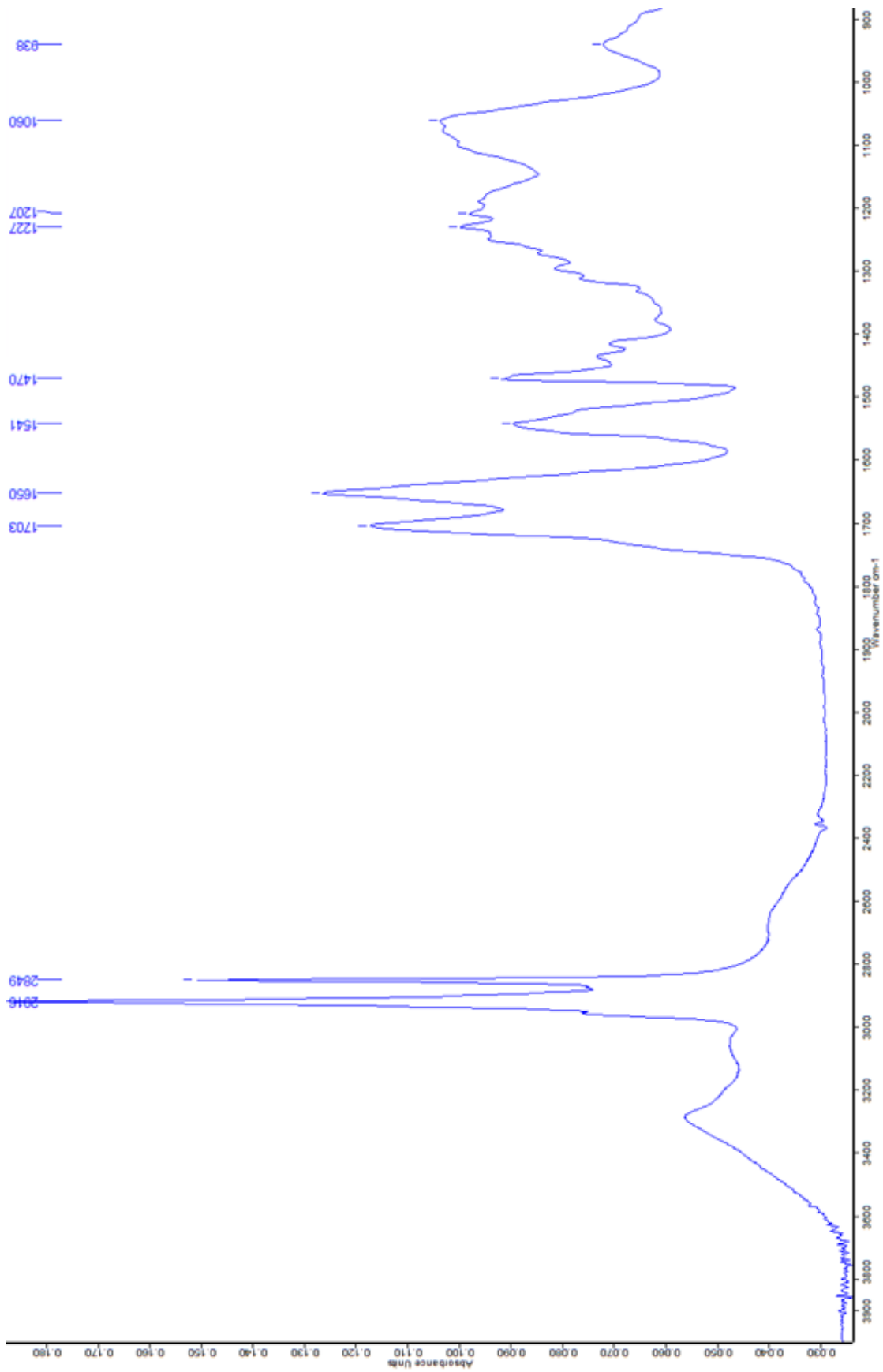
Anhang 7: Glucosegehalte



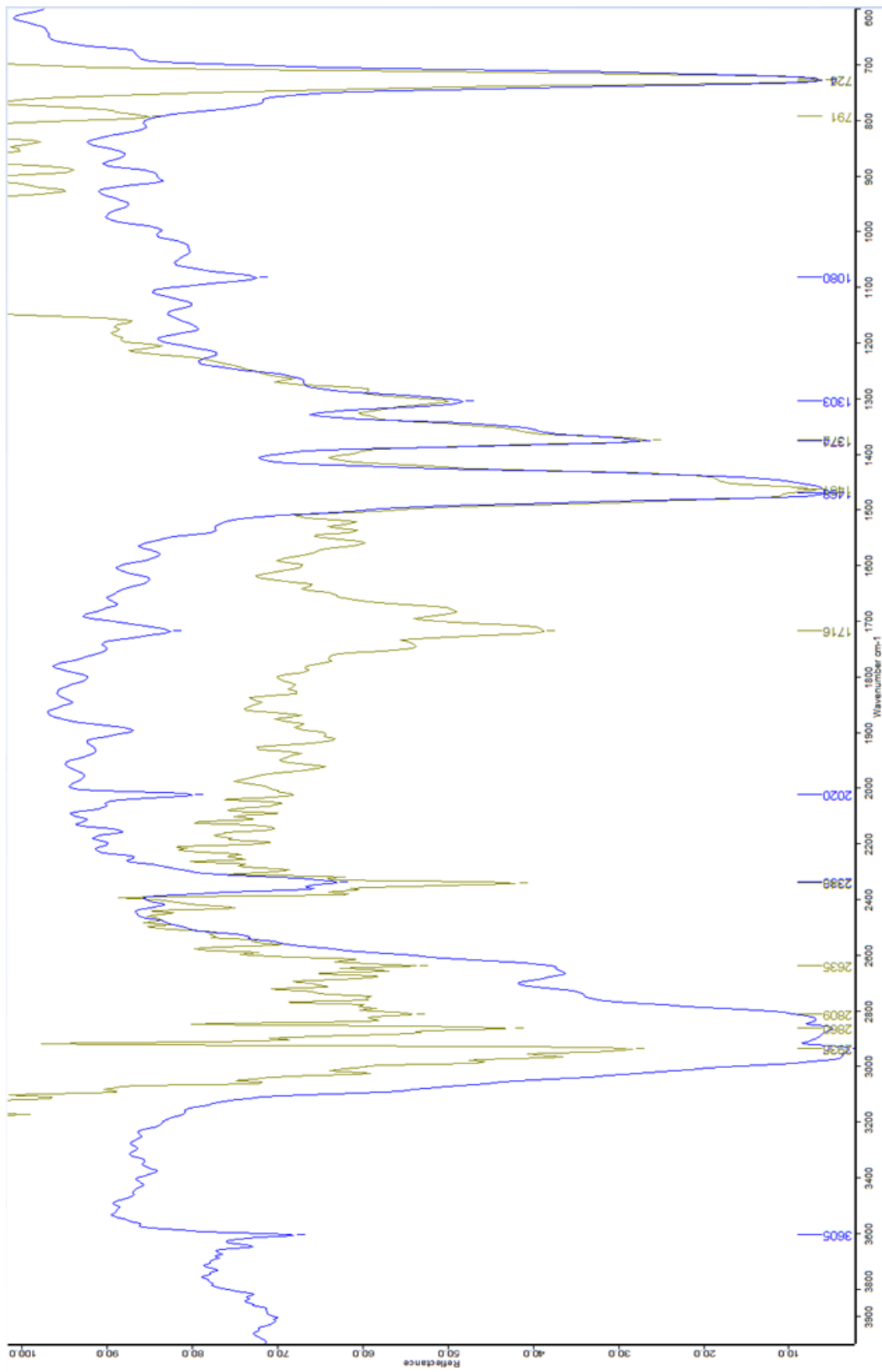
Anhang 8: Substitution D2-Filterpapier



Anhang 9: Spektrum D6



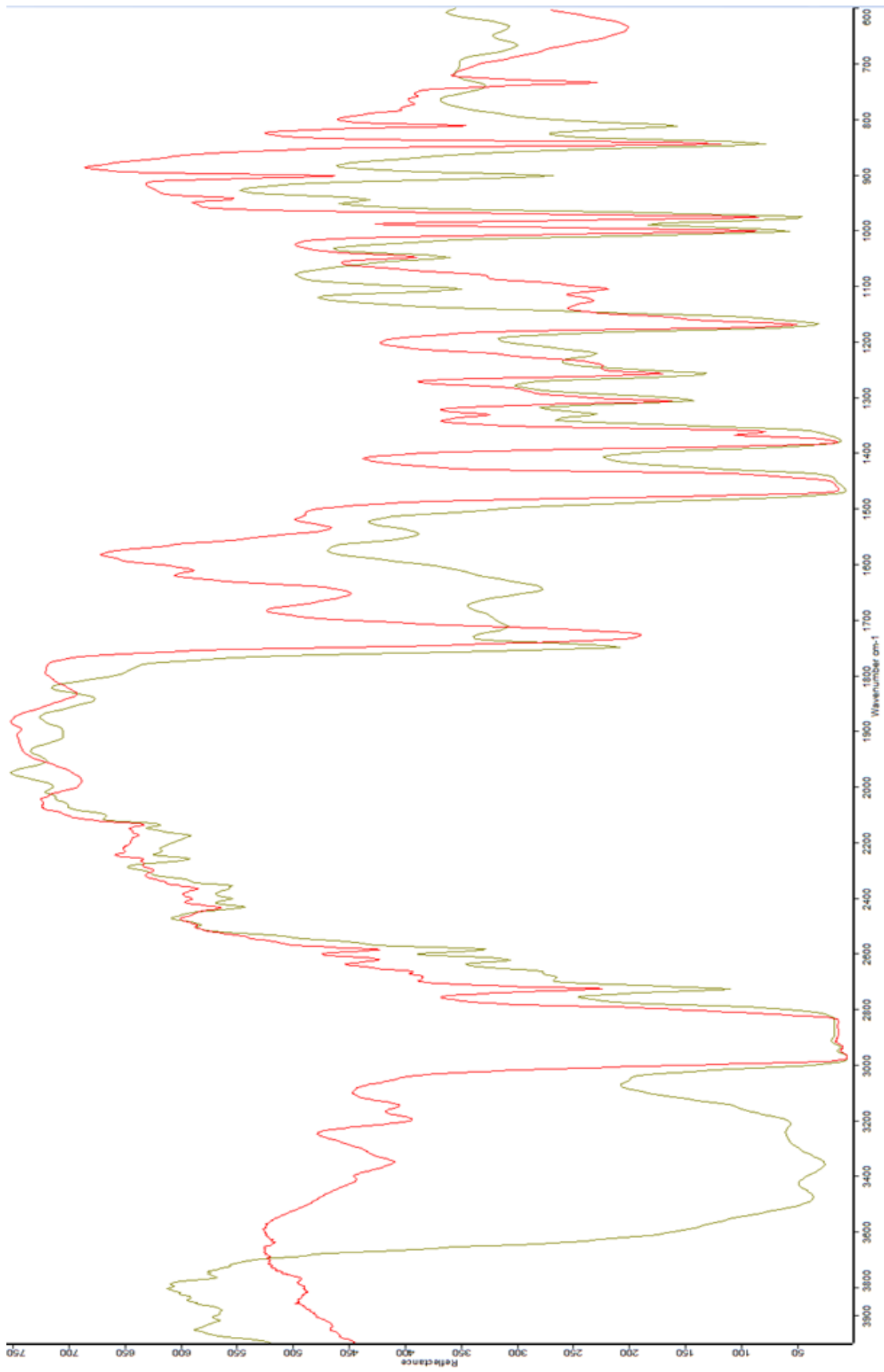
Anhang 10: Spektrum B5



Anhang 11: Polyethylen ox. vorher-nachher

PE vor der Oxidation

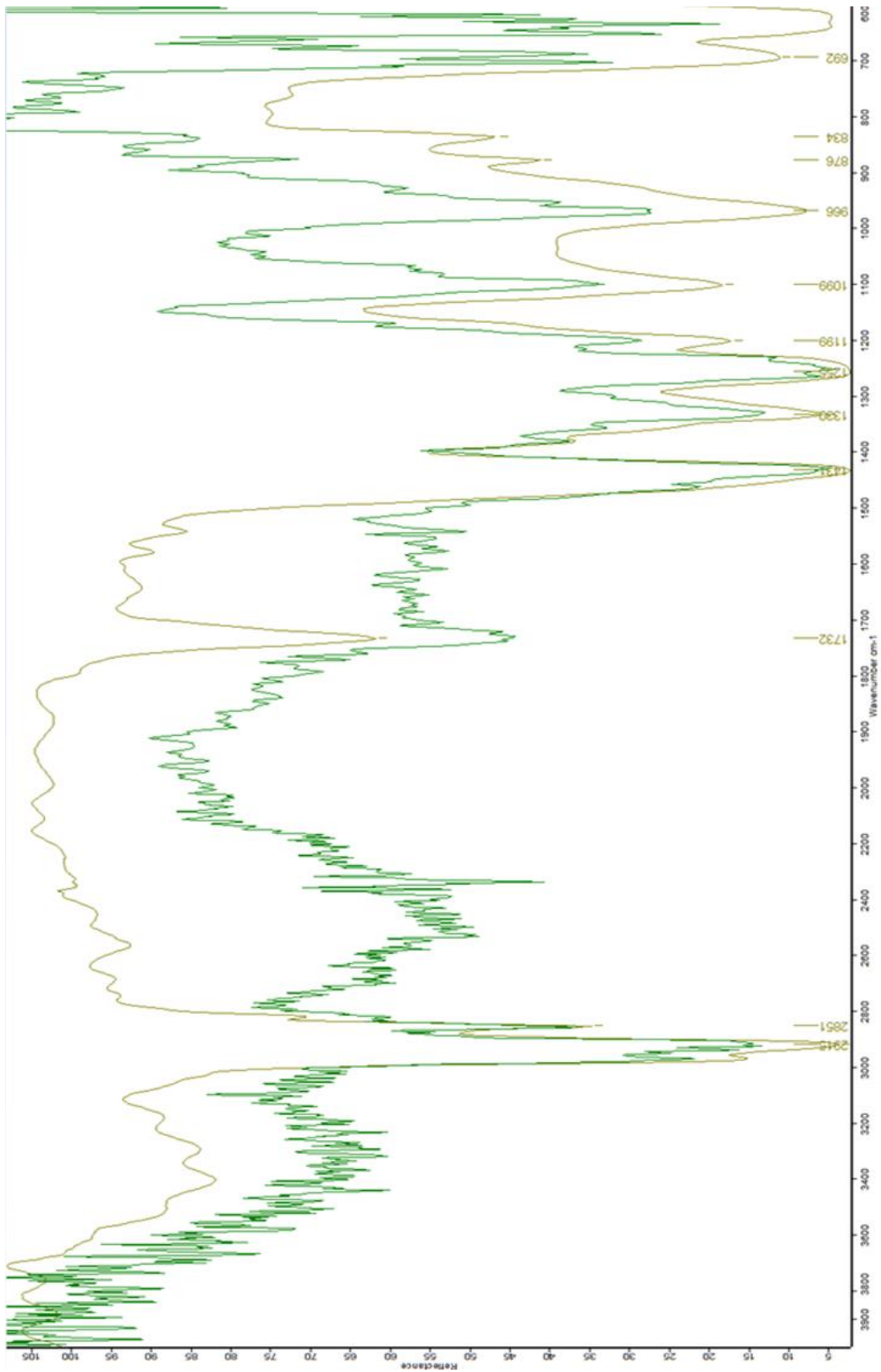
PE nach der Oxidation



Anhang 12: Polypropylen ox. vorher-nachher

PP vor der Oxidation

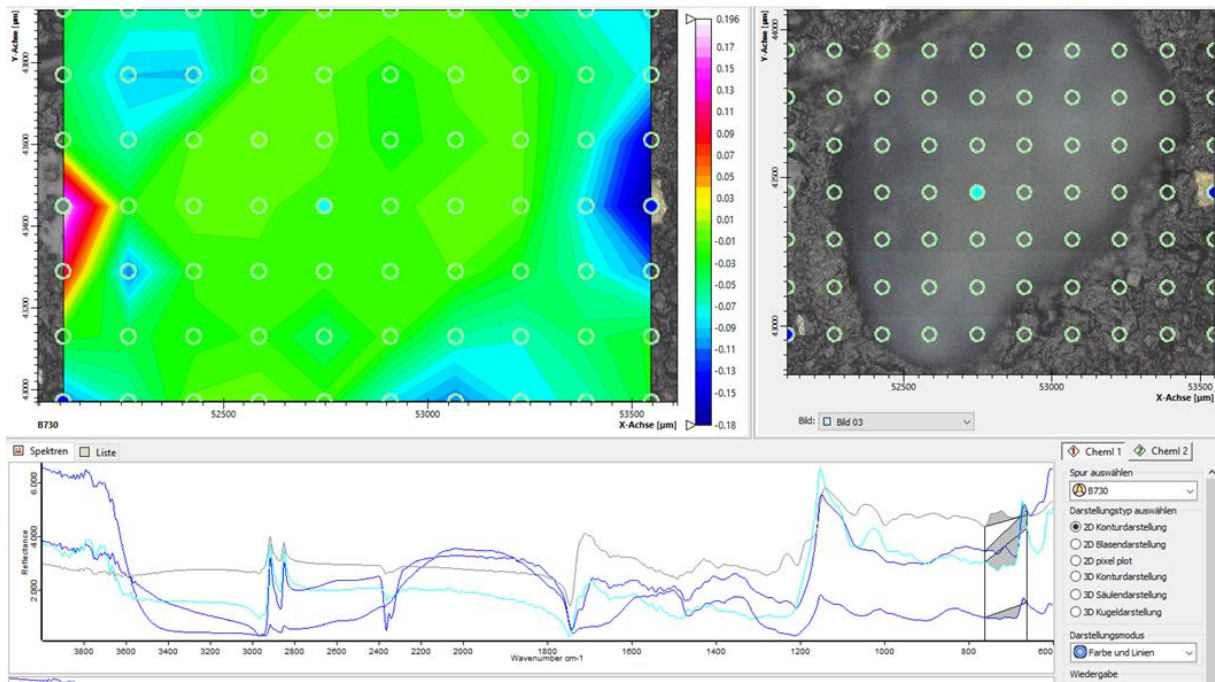
PP nach der Oxidation



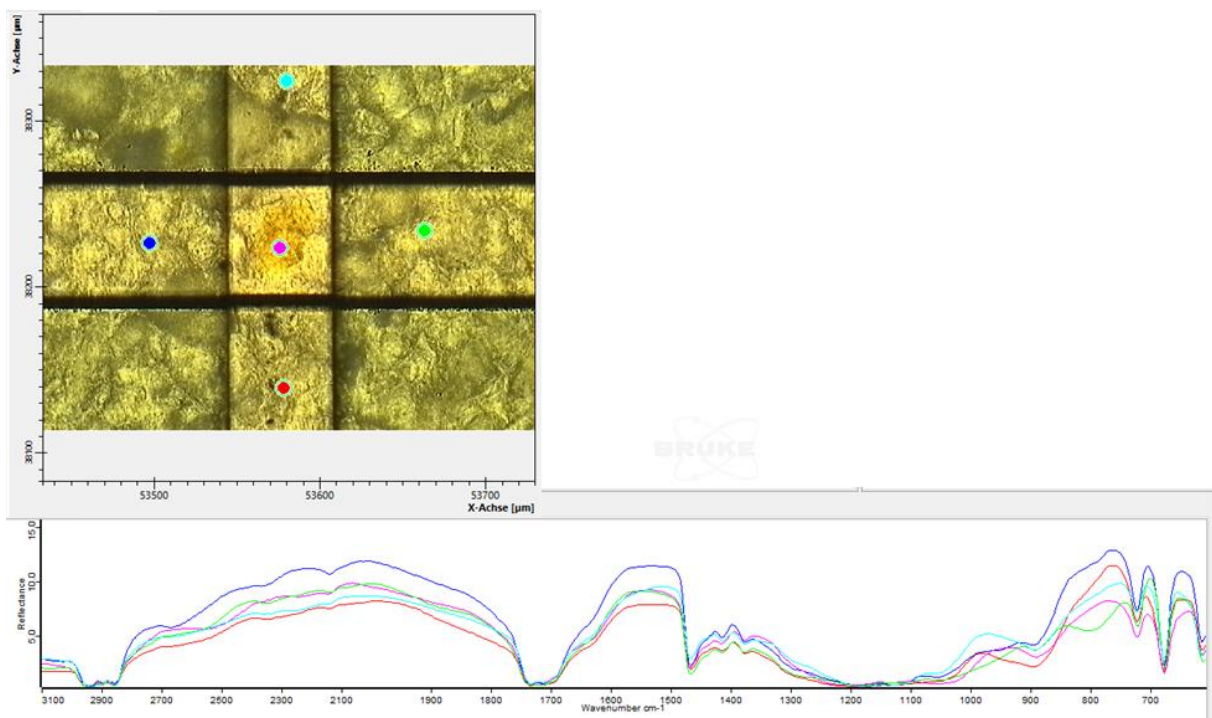
Anhang 13: Polyvinylchlorid ox. vorher-nachher

PVC vor der Oxidation

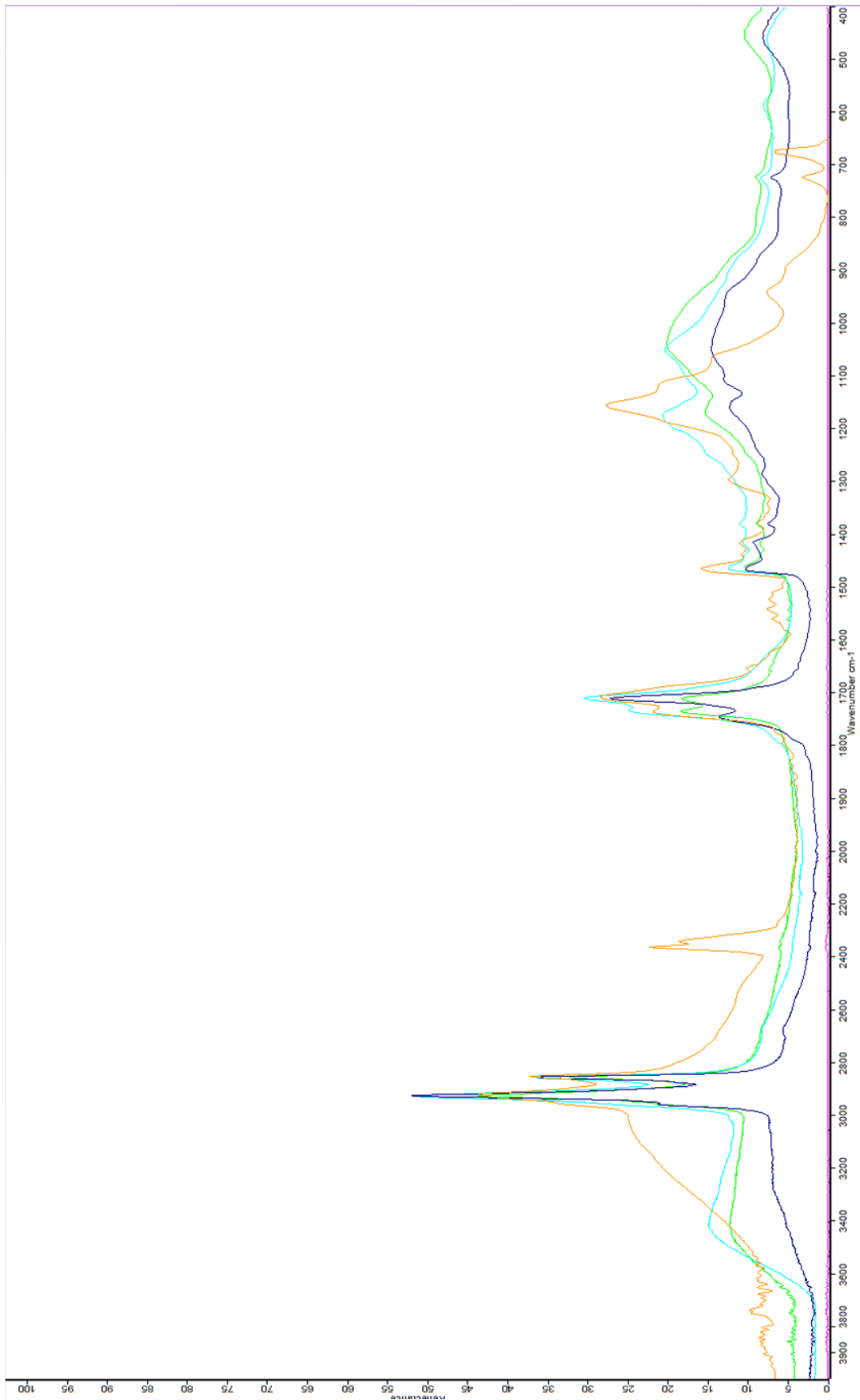
PVC nach der Oxidation



Anhang 14: Kontur vs. Bild, Integration



Anhang 15: Partikel auf Goldspiegel



Anhang 16: IR-Spektren Öle

Schlamm Kokos Lein Oliven

10. Eidesstattliche Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Arbeit eigenständig und ohne fremde Hilfe angefertigt habe. Textpassagen, die wörtlich oder dem Sinn nach auf Publikationen oder Vorträgen anderer Autoren beruhen, sind als solche kenntlich gemacht.

Die Arbeit wurde bisher keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegt und auch noch nicht veröffentlicht.

Ort, Datum

Merseburg, 17.11.2021

Name (Unterschrift)