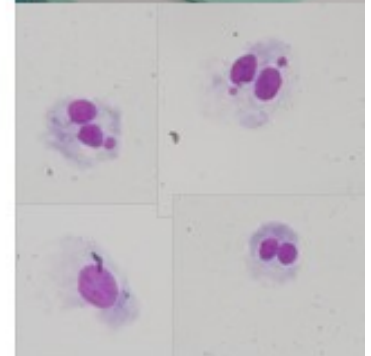
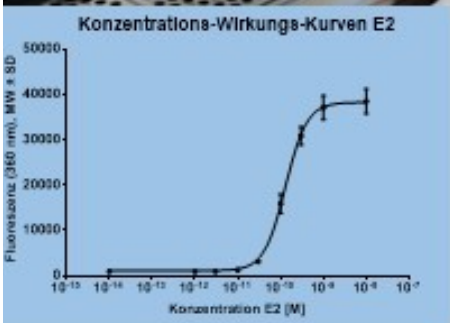
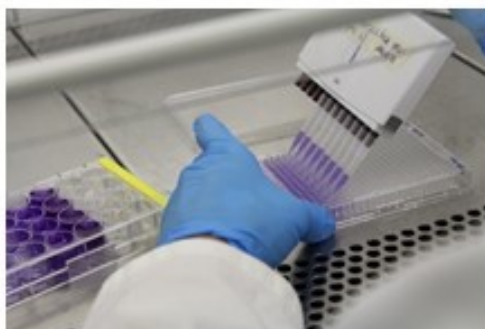


Biotests für ein effektbasiertes Monitoring



Schadstoffe - Ermittlung von Belastungspfaden

Teil: Biotests für ein effektbasiertes Monitoring

Sara Schubert, Jessica Rosolowski, Dr. Dirk Jungmann (Projektleitung)
GWT TUD GmbH

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	7
2	Probenahmestellen und Anreicherungen der Proben sowie angewendete in vitro Biotestbatterie	8
2.1	Übersicht der Probenahmestellen des Herbstmonitorings 2018.....	8
2.2	Probenvorbereitung und Anreicherung über Festphasenextraktion	10
2.3	Angewendete in vitro Biotests.....	10
3	Ergebnisse der in vitro Biotests des Herbstmonitorings 2018	12
3.1	Hefereportergergen-Tests zur Erfassung endokrin wirksamer Substanzen.....	12
3.2	Ames-Test zur Erfassung mutagener Substanzen.....	17
3.3	Mikrokern-Test zur Erfassung genotoxischer Substanzen	20
4	Identifizierung von Oberflächengewässer für ein fokussiertes effektbasiertes Monitoring	22
4.1	Zusammenfassung der Ergebnisse	22
4.2	Einzelfallanalyse der identifizierten Gewässer und Diskussion mit den Daten der chemischen Analytik (Prüfberichte BfUL).....	24
5	Schlussfolgerungen aus dem Herbstmonitoring 2018	31
5.1	Strategische Maßnahmen zur Identifizierung der Verschmutzungsquellen für die Gewässer Lampertsbach und Leine-1	31
5.2	Hinweise zur Qualitätssteigerung des chemischen und effektbasierten Monitorings.....	32
6	Effektbasiertes Monitoring der identifizierten Oberflächengewässer – Vergleich Frühjahr 2019 und Herbst 2018	33
6.1	Hefereportergergen-Tests zur Erfassung endokrin wirksamer Substanzen.....	33
6.2	Ames-Tests zur Erfassung mutagener Substanzen	40
6.3	Zusammenfassung der Ergebnisse des Frühjahrs 2019 im Vergleich zum Herbst 2018	41
6.4	Schlussfolgerungen aus dem Vergleich des EBM im Frühjahr 2019 zum Herbst 2018	42
	Literaturverzeichnis	43
	Anhang	44

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Übersichtskarte der Probenahmestellen sächsischer Fließgewässer des effektbasierten Monitorings im Herbst 2018	8
Abbildung 2: Sigmoidale Konzentrations-Wirkungs-Kurven der Positivkontrolle 17 β -Östradiol (E2) im YES-Test (östrogenes Potential) und der Positivkontrolle 4-Hydroxytamoxifen(OHT) im YAES-Test (anti-östrogenes Potential), MW \pm SD (Mittelwert \pm Standardabweichung).....	12
Abbildung 3: Ergebnisse des YES-Tests (östrogenes Potential; E-EQ 17 β -Östradiol Äquivalente) aller untersuchten Gewässerproben (Extrakte, 20fache Anreicherung).....	13
Abbildung 4: Ergebnisse des YAES-Test (Anti-Östrogenes Potential; OHT-EQ 4-Hydroxytamoxifen-Äquivalente) aller untersuchten Gewässerproben (Extrakte, 20fache Anreicherung).....	14
Abbildung 5: Ergebnisse des YAS-Tests (androgenes Potential; T-EQ Testosteron-Äquivalente) aller untersuchten Gewässerproben (Extrakte, 20fache Anreicherung).....	15
Abbildung 6: Ergebnisse des YAAS-Tests (anti-androgenes Potential; Flutamid-Äquivalente) aller untersuchten Gewässerproben (Extrakte, 20fache Anreicherung).....	16
Abbildung 7: Ergebnisse des YDS-Tests (Dioxin-ähnliches Potential; β -Naphthoflavon-Äquivalent) aller untersuchten Gewässerproben (Extrakte, 20fache Anreicherung).....	17
Abbildung 8: Durchführung des Ames-Tests und Farbumschlag in einer 384-well Platte beim Ames-Test TA100 nach 48 h Inkubation	18
Abbildung 9: 2er Zellklon mit einem Mikrokern; 2er Zellklon mit 2 Mikrokernen	20
Abbildung 10: Festphasenextraktion zur Anreicherung der Gewässerproben.....	22
Abbildung 11: Vergleich der Ergebnisse des YES-Tests (östrogenes Potential; E-EQ 17 β -Östradiol Äquivalente) der untersuchten Gewässerproben (Extrakte, 20fache Anreicherung) im Herbst 2018 und Frühjahr 2019	34
Abbildung 12: Vergleich der Ergebnisse des YES-Tests (östrogenes Potential; E-EQ 17 β -Östradiol Äquivalente) der untersuchten Gewässerproben (Extrakte, 20fache Anreicherung) im Herbst 2018 und Frühjahr 2019	36
Abbildung 13: Ergebnisse des YAS-Tests (androgenes Potential; T-EQ Testosteron-Äquivalente) der untersuchten Gewässerproben (Extrakte, 20fache Anreicherung) im Herbst 2018 und Frühjahr 2019	37
Abbildung 14: Ergebnisse des YAAS-Tests (anti-androgenes Potential; Flutamid-Äquivalente) der untersuchten Gewässerproben (Extrakte, 20fache Anreicherung) im Herbst 2018 und Frühjahr 2019	38
Abbildung 15: Vergleich der Ergebnisse des YDS-Tests (Dioxin-ähnliches Potential; β -Naphthoflavon-Äquivalent) der untersuchten Gewässerproben (Extrakte, 20fache Anreicherung) im Herbst 2018 und Frühjahr 2019	39
Abbildung 16: Elbemonitoring vom 06.11.2017, Ergebnisse der Heferepotergen-Tests (YES, YAES, YAS, YAAS, YDS) bei 20fach angereicherten Proben und der Ames-Tests TA98 und TA100 bei 5fach angereicherten Proben.....	44

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht der 23 Probenahmestellen sächsischer Gewässer im Zeitraum August bis Oktober 2018	9
Tabelle 2: Übersicht der für die Messkampagne angewendeten in vitro Biotests und ihr summarisches Wirkpotential sowie Substanzbeispiele, die mit diesen Tests erfasst werden können.....	11
Tabelle 3: Resultate des Ames-Test TA98 und TA100 bei 5facher Anreicherung der Extrakte	19
Tabelle 4: Mikrokernrate (Anzahl Mikrokerne/1.000 Zellen) und Bewertung der Gentoxizität mittels Mikrokern-Tests in 3 Verdünnungsstufen VS1 (10fach angereichert), VS2 (5fach angereichert) und VS3 (2,5 fach angereichert).....	21
Tabelle 5: Übersichtstabelle zu den Ergebnissen des effektbasierten Monitorings im Herbst 2018;.....	23
Tabelle 6: Übersicht der 10 Probenahmestellen sächsischer Gewässer, die im Zeitraum März bis Mai 2019 (Frühjahrsmonitoring 2019) untersucht wurden	33
Tabelle 7: Resultate der Ames-Tests TA98 und TA100 bei 5facher Anreicherung der Extrakte im Frühjahr 2019 im Vergleich zu den Herbstuntersuchungen 2018.....	40
Tabelle 8: Übersichtstabelle zu den Ergebnissen des ergänzenden effektbasierten Monitorings im Frühjahr 2019.	41

Tabellenverzeichnis im Anhang

Tabelle 9: Herbstmonitoring 2018: Leitfähigkeit bei Probeneingang TUD	45
Tabelle 10: Frühjahrsmonitoring 2019: Leitfähigkeit bei Probeneingang TUD	46

Abkürzungsverzeichnis

4-NOPD	4-Nitro-Phenylenediamine
Ames TA100	Ames-Test zur Testung der Mutagenität mit dem Stamm TA100
Ames TA98	Ames-Test zur Testung der Mutagenität mit dem Stamm TA98
BfUL	Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft
DMSO	Dimethylsulfoxid
DOC	Dissolved Organic Carbon, gelöster organischer Kohlenstoff
E2	17 β -Östradiol
EBM	Effektbasiertes Monitoring
EE2	17 α -Ethinylöstradiol
E-EQ	Estradiol Equivalent Quotient, 17 β -Östradiol-Äquivalent Konzentration
EMS	Ethylmethansulfonat
Flu-EQ	Flutamid Equivalent Quotient, Flutamid-Äquivalent Konzentration
Hep-G2	humane Leberkarzinomzellen
LOQ	Limit of Quantification, Quantifizierungsgrenze, Bestimmungsgrenze
mean \pm SD	Mittelwert \pm Standardabweichung
MNinv	Mikrokern-Test, Micronucleus in vitro Test zur Testung von Gentoxizität
NF	Nitrofurantoin
NK	Negativkontrolle des Biotests
OHT-EQ	OHT Equivalent Quotient, 4-Hydroxytamoxifen-Äquivalent Konzentration
OWK	Oberflächenwasserkörper
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PK	Positivkontrolle des Biotests
PTFE	Polytetrafluorethylen
SPE	Solid Phase Extraction, Festphasenextraktion
T-EQ	Testosteron Equivalent Quotient, Testosteron-Äquivalent Konzentration
VS1-3	Verdünnungsstufe 1-3
YAAS	Yeast Anti-Androgen Screen
YAES	Yeast Anti-Estrogen Screen
YAS	Yeast Androgen Screen
YDS	Yeast Dioxin-like Screen
YES	Yeast Estrogen Screen
β -NF-EQ	β -Naphthoflavone Equivalent Quotient, β -Naphthoflavon-Äquivalent Konzentration Messstellenkennzahl

1 Einleitung

Die Belastung von Oberflächengewässern kann mit unterschiedlichen Methoden erfasst werden. Die chemische Analytik erfasst dabei Substanzen, die mit der entsprechenden Methodik bestimmt werden können. Vorteil ist, dass zu jeder analysierten Substanz eine entsprechende Konzentrationsangabe vorliegt, die mit der Umweltqualitätsnorm verglichen werden und daraus ein Risiko abgeleitet werden kann. Der Nachteil ist, dass einerseits nur das in die Auswertung einbezogen werden kann, was durch die entsprechende Methodik analysiert werden kann und damit andererseits nicht erfasste Stoffe oder Transformationsprodukte auch nicht in der Risikobewertung berücksichtigt werden.

Demgegenüber stellen Biotests einen integrativen Ansatz dar, mit dem Risikopotentiale erfasst werden können. Mit diesem effektbasierten Monitoring lassen sich negative Wirkungen bzw. Potentiale erfassen, die Rückschlüsse auf eine Belastung und die Art der Belastung einer Probenahmestelle ermöglichen. Hierbei handelt es sich beispielsweise um hormonähnliche oder Dioxin-ähnliche Wirkungen sowie mutagenes, also erbgutveränderndes Potential. Biotests erlauben einen hohen Probendurchsatz und stellen eine kostengünstige Alternative für ein Screening dar. Folglich können viele Probenahmestellen untersucht und diejenigen, bei denen ein erhöhtes Gefährdungspotential auftritt, identifiziert werden.

Grundsätzlich sei angemerkt, dass ein Monitoring mit Biotests eine chemische Analytik nicht ersetzt, sondern Umweltverschmutzungen aufdeckt, die dann mit der chemischen Analytik aufgeklärt werden können. Umgekehrt können aber auch Gewässerabschnitte charakterisiert werden, in denen eine potentielle Umweltbelastung nicht nachgewiesen und somit eine chemische Analytik eingespart werden kann.

Die komplexe Belastung von Oberflächengewässern mit einer Vielzahl möglicher Substanzen lässt sich folglich in erster Näherung mit einem effektbasierten Monitoring gut charakterisieren und Handlungsbedarf entweder begründen oder ausschließen.

2 Probenahmestellen und Anreicherungen der Proben sowie angewendete in vitro Biotestbatterie

2.1 Übersicht der Probenahmestellen des Herbstmonitorings 2018

Die untersuchten Proben entstammen der vorgegebenen Liste (aus Anlage Messstellen). Die Probenahmestellen wurden im Zeitraum vom 28.08.18 bis 29.10.18 von den regionalen Laboren der Staatlichen Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (BfUL) beprobt und von der GWT-TUD GmbH abgeholt (Abbildung 1).

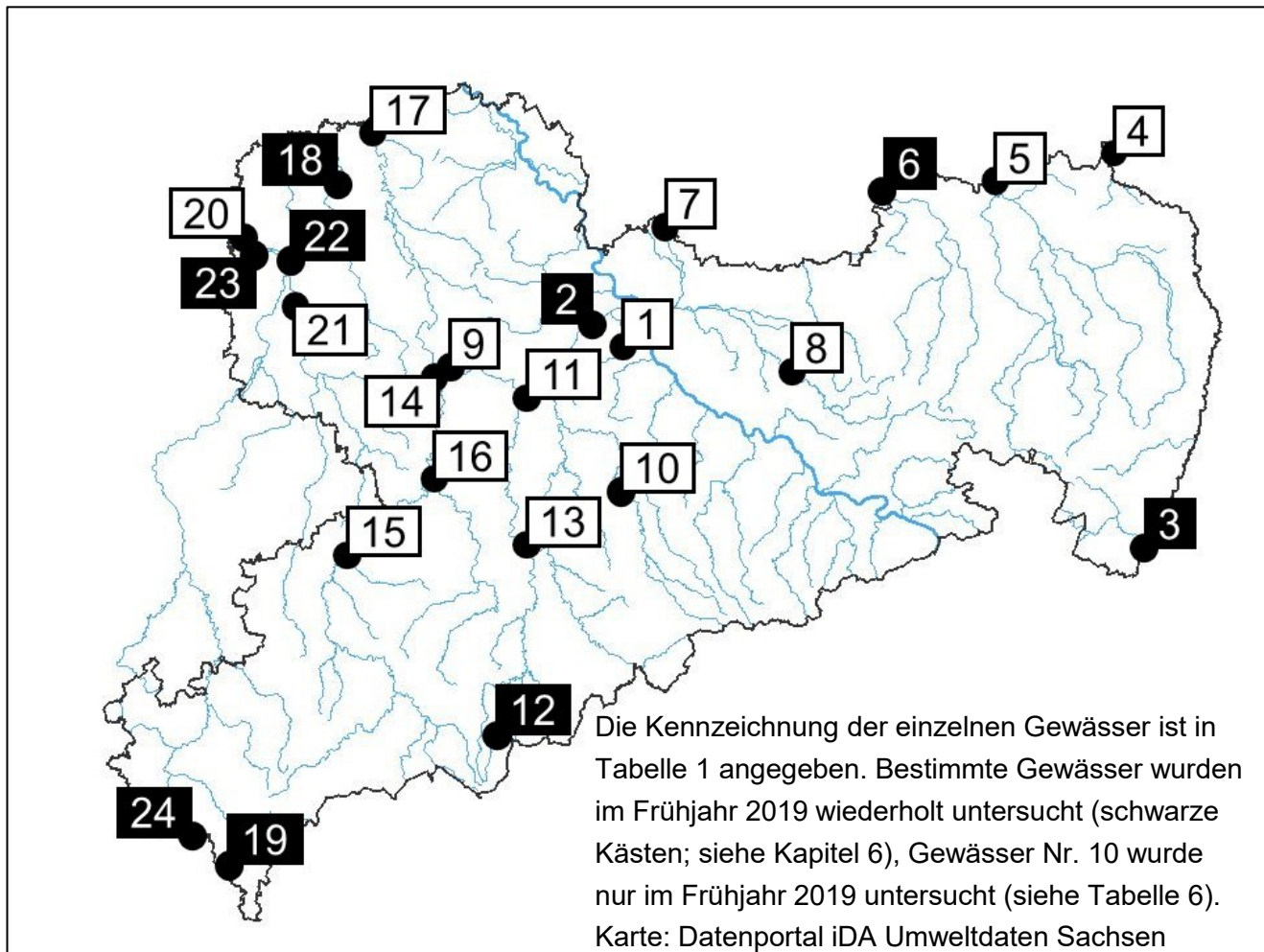


Abbildung 1: Übersichtskarte der Probenahmestellen sächsischer Fließgewässer des effekt-basierten Monitorings im Herbst 2018

Die Proben wurden vor Ort in bereits vorbereitete Braunglasflaschen gefüllt, so dass eine Umfüllung der Probe zu einem späteren Zeitpunkt nicht notwendig war. Von den Probenahmen bis zur Bearbeitung im Labor wurden die Proben gekühlt (Kühlschrank, Kühlbox) und im Dunkeln gelagert bzw. transportiert (innerhalb von 1 bis 3 Tagen; Tabelle 1). Es gab keine Störungen oder Auffälligkeiten und die Probenübergabe zwischen BfUL Hr. Büttner und GWT-TUD GmbH verlief ohne Zwischenfälle. Die Proben entstammen den Routineprobenahmen der jeweiligen Labore bzw. der BfUL. Dargestellt sind die Probenahme- und Analysetermine. Gewässer Nr. 10 befindet sich in Tabelle 6 (Frühjahr 2019).

Tabelle 1: Übersicht der 23 Probenahmestellen sächsischer Gewässer im Zeitraum August bis Oktober 2018

Nr.	OWK_ID	OWK_NAME	MKZ	Bemerkung	Labor	Probe- nahme BfUL	Proben- eingang TUD
1	DESN_537348-1	Keppritzbach-1	OBF13800	Landwirtschaft	NO	11.10.18	12.10.18
2	DESN_537346	Mehltheuer Bach	OBF14351	Landwirtschaft	BD	25.10.18	26.10.18
3	DESN_674-3	Lausitzer Neiße-3	OBF16800	Grenze	GR	11.09.18	13.09.18
4	DESN_674-10	Lausitzer Neiße-10	OBF17700	Überblicks- messstelle; Grenze	GR	11.09.18	13.09.18
5	DESN_582-4	Spree-4	OBF21400		GR	25.09.18	27.09.18
6	DESN_538-4	Schwarze Elster-4	OBF26800		GR	12.09.18	14.09.18
7	DESN_5384-5	Große Röder-5	OBF30410	WATCH-List- messstelle	NO	09.10.18	10.10.18
8	DESN_53844-2	Kleine Röder-2	OBF30700	Braunkohle; Fe-Belastung	GR	09.10.18	10.10.18
9	DESN_542-5	Freiberger Mulde-5	OBF32300	Überblicks- messstelle	BD	10.10.18	12.10.18
11	DESN_5426-4	Zschopau-4	OBF35350		BD	10.10.18	12.10.18
12	DESN_542624	Lampertsbach	OBF35601	Industrie	CH	20.09.18	21.09.18
13	DESN_54268-4	Flöha-2	OBF37300		CH	18.09.18	20.09.18
14	DESN_54-6	Mulde-6	OBF40500	Überblicks- messstelle	BD	09.10.18	10.10.18
15	DESN_5416-2	Lungwitzbach-2	OBF43000	Industrie	CH	17.09.18	18.09.18
16	DESN_5418-4	Chemnitz-2	OBF45000		CH	08.10.18	10.10.18
17	DESN_54-7	Mulde-7	OBF47600	Überblicks- messstelle	BD	09.10.18	10.10.18
18	DESN_54968-1	Leine-1	OBF48311	Landwirtschaft, Kleingewässer- monitoring	BD	10.09.18	13.09.18
19	CZXX_OHL_1410	Bílý Haltrov/ Weisse Elster	OBF49500	Grenze	CH	10.10.18	12.10.18
20	DESN_566-11	Weißer Elster-11	OBF50800		BD	12.09.18	14.09.18
21	DESN_5666-4b	Pleiße-4b	OBF53700		BD	11.09.18	13.09.18
22	DESN_5668-4	Parthe-4	OBF55400		BD	28.08.18	30.08.18
23	DESN_566922	Alte Luppe	OBF55660	Altlasten	BD	12.09.18	14.09.18
24	DESN_56144_CZ	Wolfsbach	OBF64000	Flussperl- muschel	CH	29.10.18	30.10.18

2.2 Probenvorbereitung und Anreicherung über Festphasenextraktion

Nach Probeneingang in unsere Labore wurden die Proben unverzüglich einer Anreicherung unterzogen. Bei einer Anreicherung werden die in der Probe enthaltenen Schadstoffe so weit aufkonzentriert, dass deren Wirkschwelle im jeweiligen Biotest erreicht, aber die testspezifische Zytotoxizität nicht überschritten wird.

Um die Gewässerproben anzureichern, wurde jeweils 1 L der Probe mittels Vakuumpumpe über einen Glasfaserfilter (< 0,7 µm; 90 mm Durchmesser; Sartorius) filtriert. Die filtrierte Probe wurde im Anschluss über Festphasenextraktion (SPE, solid phase extraction) angereichert. Für die SPE wurden mit Aceton und Methanol sowie Reinstwasser konditionierte HLB Kartuschen (200 mg; waters oasis) verwendet, die bei 6 - 8 mL/min mit der vorbereiteten Gewässerprobe beladen wurden. Die beladenen Kartuschen wurden anschließend über einen Stickstoffstrom (Reinheit 99,999 Vol. %) getrocknet und bei -20 °C gelagert. Die Elution wurde mit Aceton und Methanol für alle Proben gleichzeitig durchgeführt. Anschließend wurden die Eluate unter Stickstoffstrom vollständig getrocknet und in 100 µl DMSO resuspendiert. Somit wurden die Proben um das 10.000fache angereichert. Die gewonnenen Extrakte werden ebenfalls bei -20 °C in Glasvials (1,5 ml, VWR) gelagert und für einen in vitro Test jeweils zusammen untersucht, um Schwankungen zwischen verschiedenen Ansätzen z.B. hinsichtlich Bestimmungsgrenze und Zytotoxizität zu minimieren.

Materialien, die während der Filtration und Extraktion in direktem Kontakt mit der Probe standen, bestanden ausschließlich aus mit Lösemittel und Reinstwasser gespültem Teflon™ (PTFE), Glas, Edelstahl oder Keramik, um mögliche Verunreinigungen aus bspw. Plastik auszuschließen. Es wurden Aceton, Methanol und DMSO (jeweils analytical grade, > 99,8 %, Carl Roth GmbH) sowie Reinstwasser (ultrapure water, sterilfiltriert) für die Probenvorbereitung genutzt. Am Tag des Probeneingangs wurde außerdem die Leitfähigkeit der Probe erfasst (HACH HQ40d Field Case).

2.3 Angewendete in vitro Biotests

Nachdem am 30.10.18 die letzte Probe dieser Kampagne im Labor einging und über SPE angereichert wurde, konnte mit den in Tabelle 2 angegebenen Biotests begonnen werden.

Die Hefereportergergen-Tests wurden zuerst durchgeführt – die Ergebnisse des YES-Test zur Erfassung des östrogenen Potentials als auch des YDS-Test zur Erfassung des Dioxin-ähnlichen Potentials wurden bereits im Zwischenbericht dargestellt.

Tabelle 2: Übersicht der für die Messkampagne angewendeten in vitro Biotests und ihr summarisches Wirkpotential sowie Substanzbeispiele, die mit diesen Tests erfasst werden können

Biotests	Summarisches Wirkpotential	Substanzbeispiele
Hefereportergergen-Test mit gentechnisch veränderten <i>Saccharomyces cerevisiae</i> ISO 19040-1 (YES) zur Erfassung von endokrinen Potentialen		
YES	Östrogenes Potential	E2, EE2, E1, E3, BPA, DEHP, 4-NP, OP, HCH, 2,3,7,8-TCDD, DDT, Isoflavone, Phthalate, PCBs, ...
YAES	Anti-östrogenes Potential	4-Hydroxytamoxifen (4-OHT), HCH, 2,3,7,8-TCDD, Isoflavone, ...
YAS	Androgenes Potential	Testosteron, Trenbolon, Hexachlorbenol, TBT, ...
YAAS	Anti-androgenes Potential	Flutamid, HCB, p,p'-DDE, DDT, DEHP, ...
YDS	Dioxin-ähnliches Potential	β-Naphthoflavon, B(a)P, Hexachlorbenzen, ...
Ames-Test (Bacterial reverse mutation test) mit gentechnisch veränderten <i>Salmonella typhimurium</i> OECD 471, ISO/CD 11350:2012 zur Erfassung von Punktmutation		
Ames TA98	Rasterschubmutation	PAKs wie 2-Nitrofluoren, Phenole, Schwermetalle, 2-Aminoanthracen, ...
Ames TA100	Basenpaar-Substitution	PAKs, Phenole, Schwermetalle, Natriumazid, 2-Aminoanthracen, ...
Mikrokern-Test (In vitro Mammalian Cell Micronucleus Test) mit HepG2 (humane Leberkarzinomzellen) OECD 487, ISO 21427-2:2006 zur Erfassung von Gentoxizität		
Mikrokern	Chromosomenschäden, Schäden am Spindelapparat	Benzo(a)pyren, andere PAKs, Mitomycin C (Antibiotikum, Zytostatikum), andere Zytostatika, ...

Weiterhin wurden die anderen Hefereportergergen-Tests (YAES, YAS und YAAS) sowie die Ames-Tests durchgeführt und ausgewertet. Bei der Durchführung des Mikrokern-Tests kam es bedingt durch den Geräteausfall des CO₂-Inkubators, der daraus folgenden Geräteneubeschaffung sowie technischen Schwierigkeiten bei der Kultivierung zu Verzögerungen. Aus diesem Grund sind die Ergebnisse erst Bestandteil des finalen Abschlussberichtes.

In der Auswertung der Gewässerproben der einzelnen Biotests wird im Folgenden nur die Gewässerprobe genannt. Das zugehörige Probenahmedatum, auf das sich die Ergebnisse beziehen, ist in Tabelle 1 verzeichnet.

3 Ergebnisse der in vitro Biotests des Herbstmonitorings 2018

3.1 Hefereportergergen-Tests zur Erfassung endokrin wirksamer Substanzen

Die Hefereportergergen-Tests werden seit vielen Jahren für ökotoxikologische Untersuchungen von Wasserproben als auch von Einzelsubstanzen genutzt. Seit August 2018 ist für den Yeast Estrogen Screen (YES-Test) eine ISO Norm verfügbar (ISO19040-1). Hierbei werden gentechnisch veränderte *Saccharomyces cerevisiae* Hefen, welche einen humanen Östrogenrezeptor enthalten, zur Erfassung von Substanzen mit Bindungsfähigkeit an den jeweiligen Rezeptor verwendet. Zur Erfassung endokrin wirksamer Substanzen werden die in der Festphasenextraktion 10.000fach angereicherten Extrakte der Oberflächengewässerproben in den Hefereportergergen-Tests eingesetzt. Durch die standardisierte 500fache Verdünnung der Extrakte im Hefereportergergen-Test durch Kulturmedien wird letztlich generell eine 20fach angereicherte Probe analysiert und bewertet.

Kommt es zu keinem optimalen Wachstum der Hefezellen durch eine zytotoxische und damit wachstumshemmende Probe, muss diese Probe stärker verdünnt werden. Damit werden die für die Hefezellen zytotoxischen Substanzen verdünnt und die Validitätskriterien des Tests eingehalten. Dies führt aber auch dazu, dass endokrin wirksame Substanzen verdünnt werden und damit möglicherweise die Wirkschwelle des Tests nicht mehr erreicht werden kann. Außerdem wird mit diesen Tests das summarische Wirkpotential nicht mit einer linearen, sondern sigmoidalen Konzentrations-Wirkungs-Beziehung abgebildet (Abbildung 2), die nur eine Vergleichbarkeit mit Proben bei gleicher Anreicherungsstufe erlaubt. Eine Verrechnung der Anreicherungsstufe wird als kritisch diskutiert.

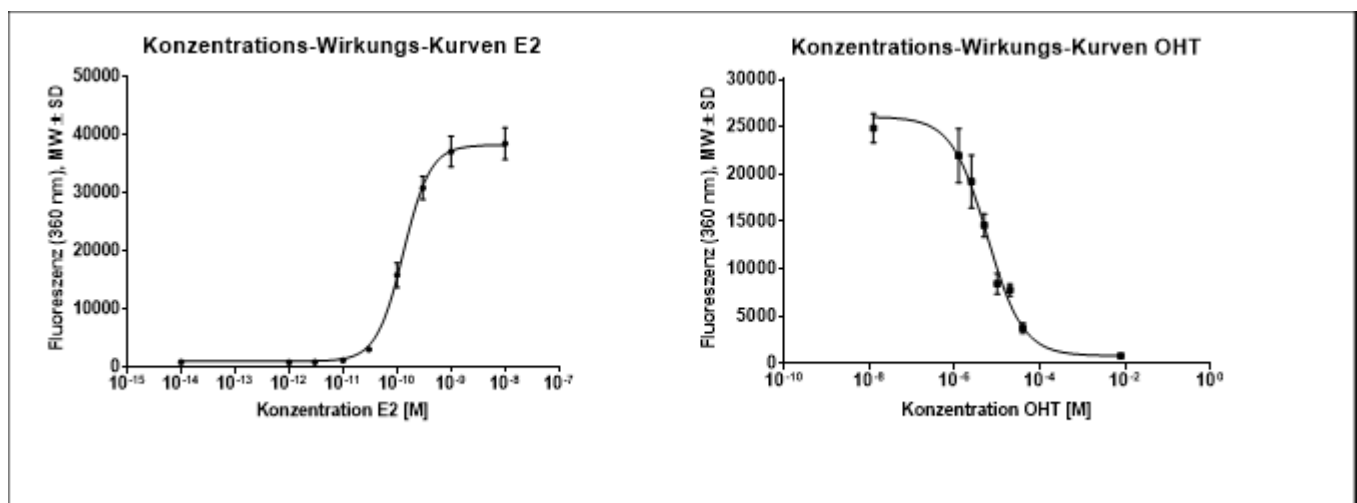


Abbildung 2: Sigmoidale Konzentrations-Wirkungs-Kurven der Positivkontrolle 17 β -Östradiol (E2) im YES-Test (östrogenes Potential) und der Positivkontrolle 4-Hydroxytamoxifen (OHT) im YAES-Test (anti-östrogenes Potential), MW \pm SD (Mittelwert \pm Standardabweichung)

Nachweis östrogenen Wirkpotentiale (YES-Test)

Die Ergebnisse des östrogenen Potentials (YES – Yeast Estrogen Screen; ISO19040-1) in den 20fach angereicherten Gewässerproben sind in Abbildung 3 dargestellt. Als Positivkontrolle für diesen Hefereportergergen-Test wurde die Substanz 17 β -Östradiol (E2; CAS: 50-28-2; > 99 % Reinheit; Sigma-Aldrich, Deutschland) verwendet.

Die Proben Lampertsbach und Leine-1 waren in dem durchgeführten Test zytotoxisch. Das bedeutet, dass sich in den beiden Proben für das optimale Wachstum der im Test verwendeten Hefezellen toxische Substanzen bzw. Bedingungen befanden. Durch eine stärkere Verdünnung der Extrakte kann das östrogene Potential in den Proben bei einem erneuten Test bestimmt werden. Eine Vergleichbarkeit zwischen den

einzelnen Gewässerproben ist aber nur innerhalb der gleichen Anreicherungsstufe der Proben möglich. Außerdem sollte hier nach möglichen Ursachen für das zytotoxische Verhalten dieser Proben gesucht werden, z.B. pH, Sauerstoffkonzentration oder toxische Substanzen in auffälligen Konzentrationen im Vergleich zu den anderen untersuchten Gewässerproben.

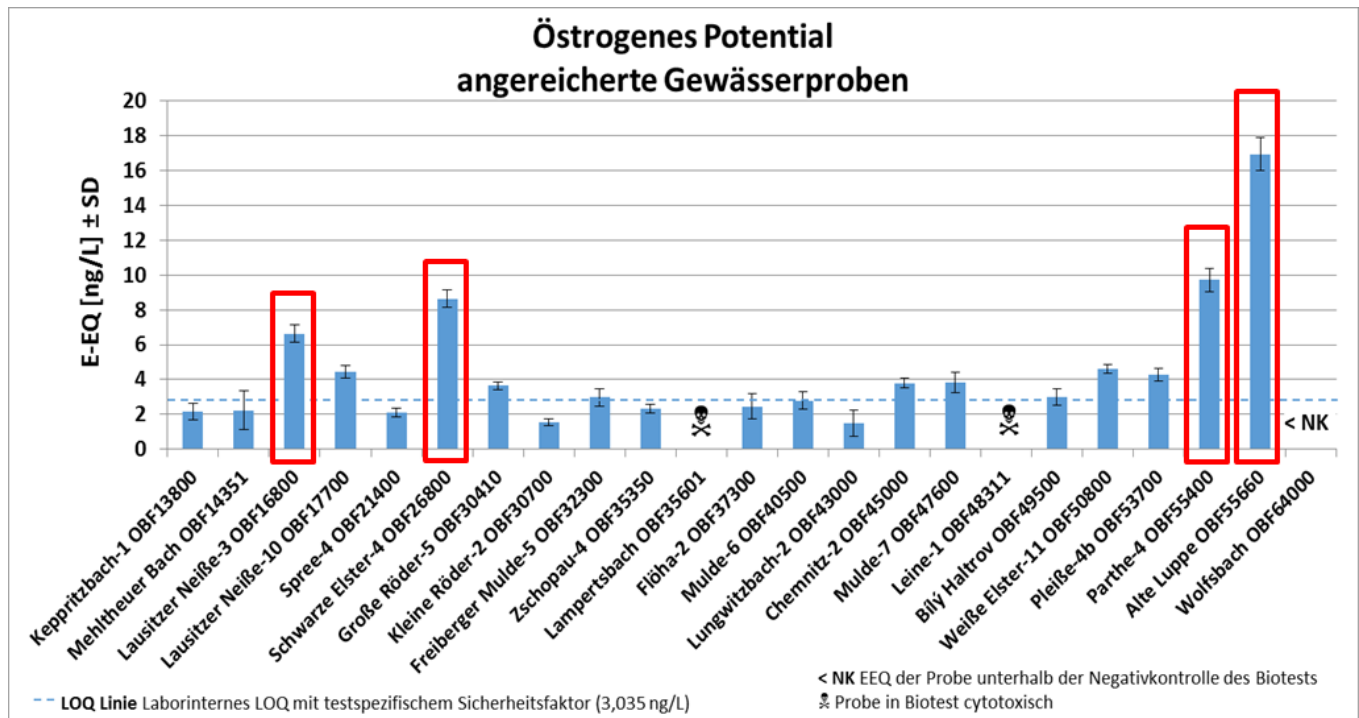


Abbildung 3: Ergebnisse des YES-Tests (östrogenes Potential; E-EQ 17β-Östradiol Äquivalente) aller untersuchten Gewässerproben (Extrakte, 20fache Anreicherung)

Im Wolfsbach konnte kein östrogenes Potential nachgewiesen werden, d.h. die Summe der östrogen wirksamen Substanzen befindet sich unterhalb der Nachweisgrenze dieses Tests.

Bei 11 der 23 untersuchten Gewässerproben wurde ein östrogenes Potential unterhalb der Bestimmungsgrenze von 3,035 ng/L E-EQ (laborinternes LOQ mit testspezifischem Sicherheitsfaktor) bestimmt. In weiteren 6 Gewässerproben wurde ein östrogenes Potential bei bzw. knapp oberhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen und in der Übersichtstabelle (Tabelle 5) als Gewässer mit moderatem östrogenen Potential eingestuft.

Ein deutlich erhöhtes östrogenes Potential wurde in den Proben Lausitzer Neiße-3 (6,64 ± 0,50 ng/L E-EQ), Schwarze Elster-4 (8,64 ± 0,51 ng/L E-EQ), Parthe-4 (9,71 ± 0,68 ng/L E-EQ) und Alte Luppe (16,95 ± 0,94 ng/L E-EQ) nachgewiesen. Hier sollte die chemische Analytik von Einzelsubstanzen einen Aufschluss bringen, welche Substanzen dafür verantwortlich sein könnten, sofern sie im Messprogramm eingeschlossen sind.

Nachweis anti-östrogenen Wirkpotentiale (YAES-Test)

Die Ergebnisse für die Bestimmung der anti-östrogenen Potentiale (YAES – Yeast Anti-Estrogen Screen), die Substanzen mit einer Hemmung des östrogenen Rezeptors bzw. eine anti-östrogene Wirkung im Hefereporter-Test erfassen, werden in Abbildung 4 dargestellt. Als Positivkontrolle für diesen Hefereporter-Test wurde die Substanz 4-Hydroxytamoxifen (4-OHT; CAS: 68392-35-8; > 70 % Reinheit, Z-Isomer; Sigma-Aldrich, Deutschland) verwendet.

Die Gewässerprobe Leine-1 zeigt wiederum eine wachstumshemmende und damit zytotoxische Wirkung auf die im Test verwendeten Hefezellen bei 20facher Anreicherung.

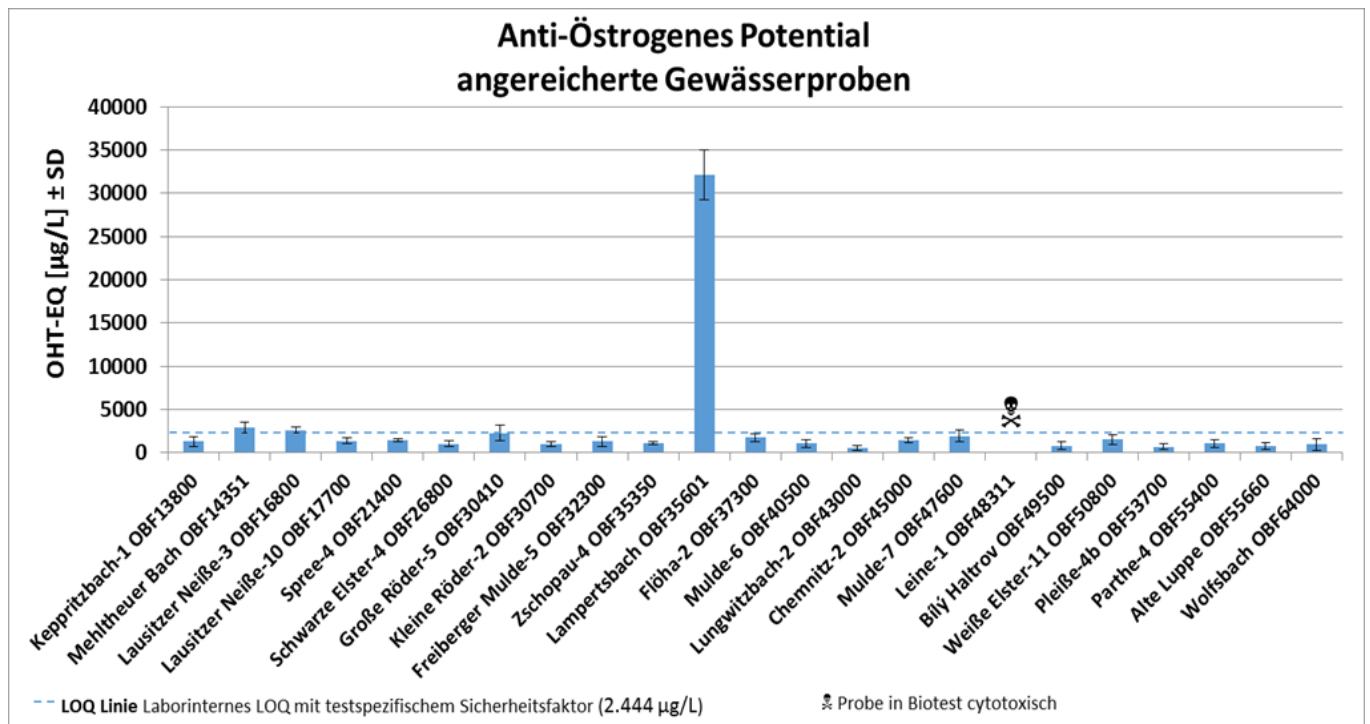


Abbildung 4: Ergebnisse des YAES-Test (Anti-Östrogenes Potential; OHT-EQ 4-Hydroxytamoxifen-Äquivalente) aller untersuchten Gewässerproben (Extrakte, 20fache Anreicherung)

Beim Großteil der angereicherten Gewässerproben (18 von 23) befand sich das anti-östrogene Potential unterhalb der Bestimmungsgrenze von 2.444 µg/L OHT-EQ (laborinternes LOQ mit testspezifischem Sicherheitsfaktor). Im Mehltheuer Bach (2.872 ± 614 µg/L OHT-EQ) sowie der Lausitzer Neiße-3 (2.624 ± 289 µg/L OHT-EQ) lag der Mittelwert des anti-östrogenen Potentials über dem laborinternen LOQ. Beide Gewässerproben wurden deshalb als moderat anti-östrogen belastet eingestuft (Tabelle 5).

Die Gewässerprobe Lampertsbach zeigt ein deutlich erhöhtes anti-östrogenes Potential mit einem Nachweis von 32,1 ± 2,9 mg/L OHT-EQ und übersteigt demzufolge das anti-östrogene Potential um das mehr als 10fache im Vergleich zu den anderen untersuchten Gewässern. Neben Substanzen wie der im Test verwendeten Positivkontrolle 4-Hydroxytamoxifen (Wirkstoff bspw. eingesetzt als Kontrazeptivum aber auch in der Brustkrebstherapie) zeigt auch Hexachlorocyclohexan (HCH) oder 2,3,7,8,-TCDD eine anti-östrogene Wirkung.

Nachweis androgener Wirkpotentiale (YAS-Test)

Die Ergebnisse für die Bestimmung der androgenen Potentiale (YAS – Yeast Androgen Screen), welche im Hefereporter-Gen-Test durch die Aktivierung des androgenen Rezeptors erfasst werden, sind in Abbildung 5 dargestellt. Als Positivkontrolle für diesen Hefereporter-Gen-Test wurde die Substanz Testosteron (T; CAS: 58-22-0; > 98 %; Merck, Darmstadt) verwendet.

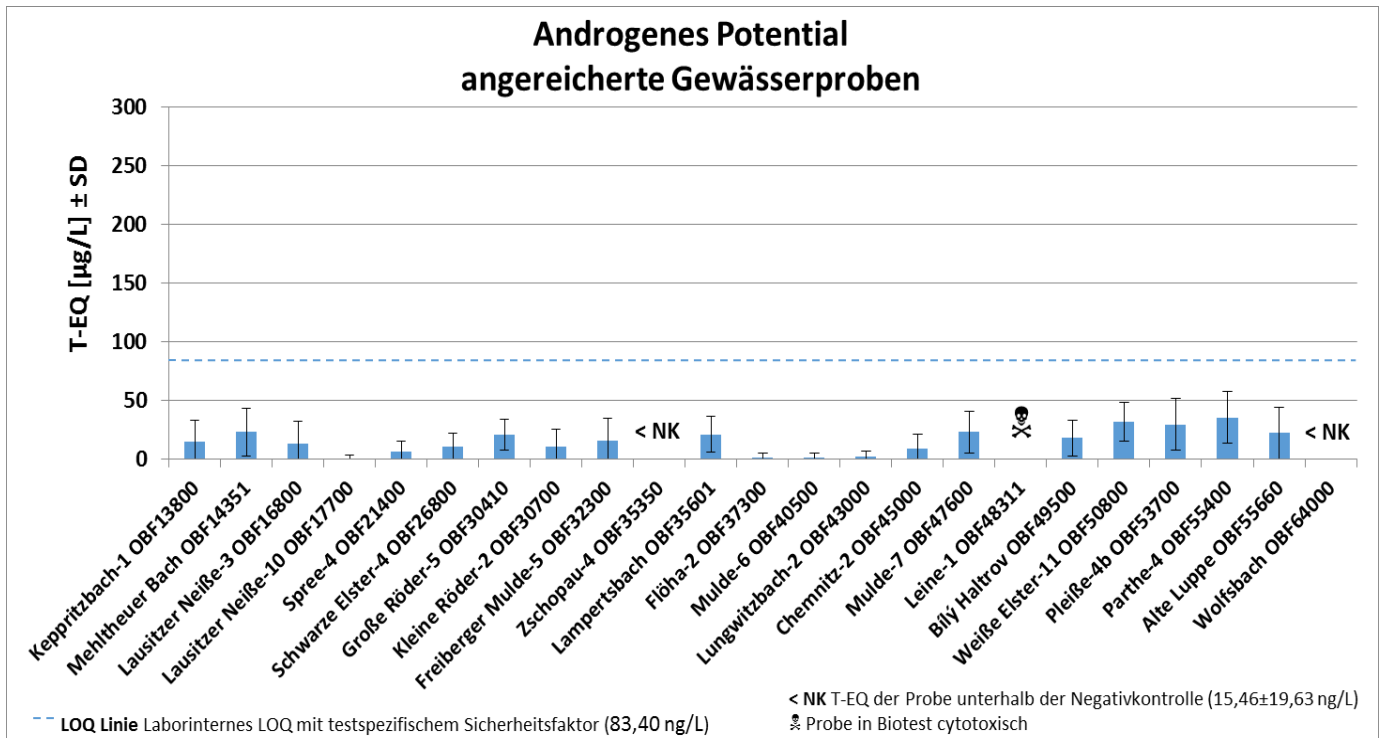


Abbildung 5: Ergebnisse des YAS-Tests (androgenes Potential; T-EQ Testosteron-Äquivalente) aller untersuchten Gewässerproben (Extrakte, 20fache Anreicherung).

Die Gewässerprobe Leine-1 zeigt wiederum eine wachstumshemmende und damit zytotoxische Wirkung auf die im Test verwendeten Hefezellen bei 20facher Anreicherung.

Die Gewässerproben Zschopau-4 und Wolfsbach lagen unterhalb der Negativkontrolle von $15,5 \pm 19,6$ ng/L. Alle anderen 20 Gewässerproben lagen unterhalb des laborinternen LOQ von 83,4 ng/L T-EQ. Trotz 20facher Anreicherung konnte in 22 von 23 Gewässerproben kein Nachweis bzw. keine Quantifizierung von androgen wirksamen Substanzen erbracht werden. D.h. androgen wirksame Substanzen wie Testosteron oder Hexachlorbenzol sollten sich nicht oder nur in einem so geringen Maße in der Probe befinden, welches ein Potential unterhalb der Nachweisgrenze dieses Tests erzeugt.

Nachweis anti-androgener Wirkpotentiale (YAAS-Test)

Die Ergebnisse für die Bestimmung der anti-androgenen Potentiale (YAS – Yeast Androgen Screen), die Substanzen mit einer Hemmung des androgenen Rezeptors bzw. eine anti-androgene Wirkung im Hefereporter-Test erfassen, sind in Abbildung 6 dargestellt. Als Positivkontrolle für diesen Hefereporter-Test wurde die Substanz Flutamid (CAS: 13311-84-7; Sigma-Aldrich F 9397) verwendet.

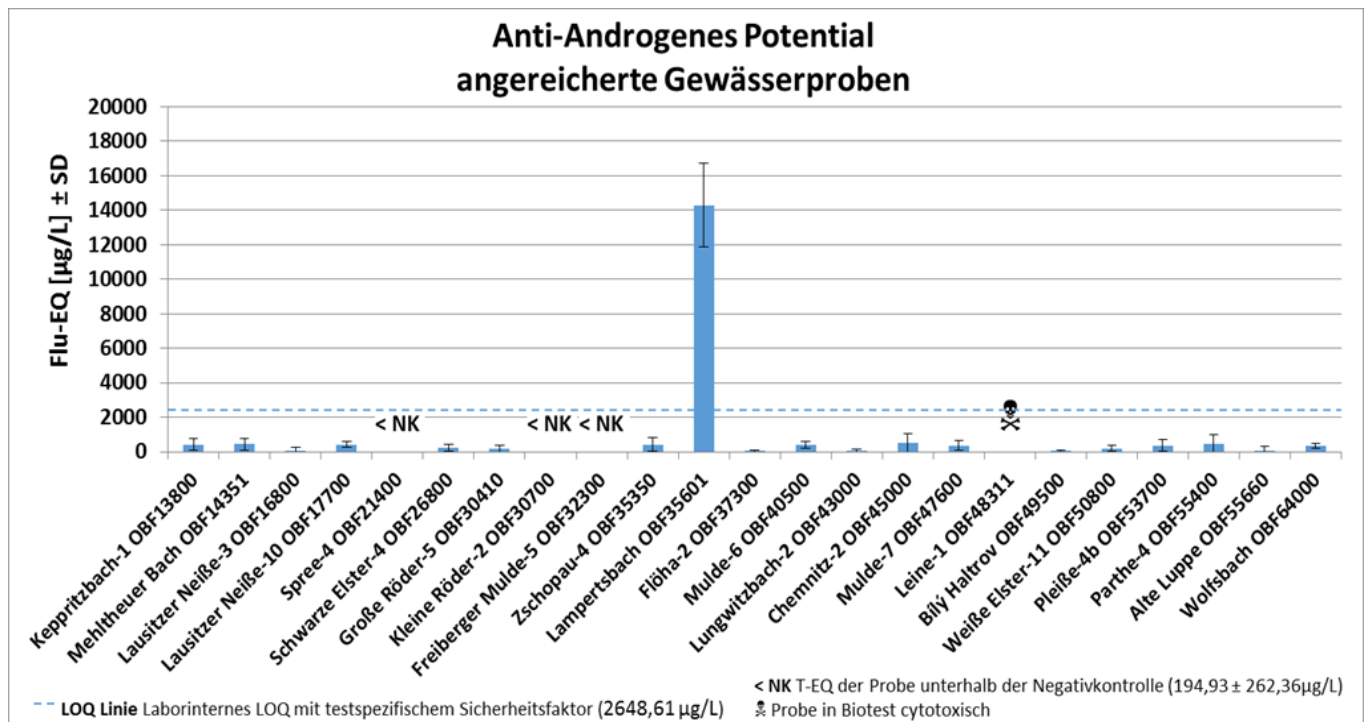


Abbildung 6: Ergebnisse des YAAS-Tests (anti-androgenes Potential; Flutamid-Äquivalente) aller untersuchten Gewässerproben (Extrakte, 20fache Anreicherung)

Die Gewässerprobe Leine-1 zeigt wiederum eine wachstumshemmende und damit zytotoxische Wirkung auf die im Test verwendeten Hefezellen bei 20facher Anreicherung.

Die Gewässerproben Spree-4, Kleine Röder-2 und Freiberger Mulde-5 lagen unterhalb der Negativkontrolle von $194,9 \pm 262,4 \mu\text{g/L}$ Flu-EQ. In diesen Proben konnte kein anti-androgenes Potential bei 20facher Anreicherung nachgewiesen werden. Bei der Mehrzahl an untersuchten Gewässerproben (18 der 23 Gewässerproben) lag das anti-androgene Potential unterhalb des laborinternen LOQ ($2.648 \mu\text{g/L}$ Flu-EQ), so dass keine Quantifizierung von anti-androgen wirkenden Substanzen wie p,p'-DDE oder DDT oberhalb der Wirkungsschwelle des YAAS-Test vorlagen.

Beim Lampertsbach wurde ein deutlich erhöhtes anti-androgenes Potential von $14.280 \pm 2.435 \mu\text{g/L}$ Flu-EQ nachgewiesen, welches damit das anti-androgene Potential aller untersuchten Gewässerproben um das 10fache übersteigt. Substanzen wie p,p'-DDE oder DDT, aber auch Hexachlorbenzen oder das Zytostatikum Flutamid (zur Behandlung von Prostatakarzinomen) führen zu einer anti-androgen Wirkung im YAAS-Test.

Nachweis Dioxin-ähnlicher Wirkpotentiale (YDS-Test)

Die Bestimmung des Dioxin-ähnlichen Potentials (YDS – Yeast Dioxin-like Screen) der 20fach angereicherten Gewässerproben ist in **Abbildung 7** gezeigt. Als Positivkontrolle für diesen Hefereporter-Test wurde die Substanz β -Naphthoflavon (CAS: 6051-87-2; purum; Fluka/70415) verwendet.

Wie bereits im YES-Test sind die Proben Lampertsbach und Leine-1 im Test auf Dioxin-ähnliches Potential zytotoxisch.

Für den Wolfsbach wurde kein Nachweis an Dioxin-ähnlichem Potential erbracht, d.h. der Effekt durch Substanzen wie Benzo(a)pyren oder anderen PAKs sollte sich unterhalb der Nachweisgrenze dieses Tests befinden.

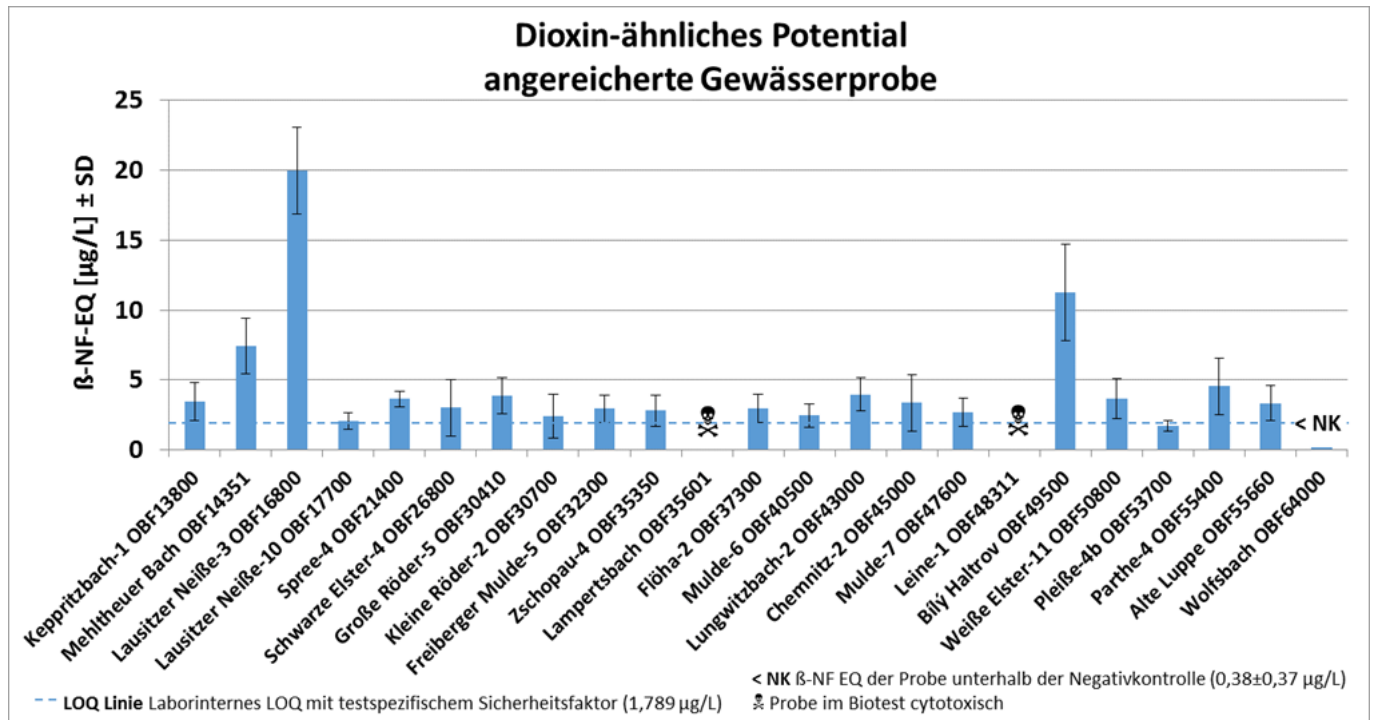


Abbildung 7: Ergebnisse des YDS-Tests (Dioxin-ähnliches Potential; β -Naphthoflavon-Äquivalent) aller untersuchten Gewässerproben (Extrakte, 20fache Anreicherung)

In 20 der 23 Gewässerproben lag das Dioxin-ähnliche Potential über der Bestimmungsgrenze von 1,79 $\mu\text{g/L}$ β -NF-EQ (laborinternes LOQ mit testspezifischem Sicherheitsfaktor) und wurde in Tabelle 5 (Kap. 4) bei 17 Gewässerproben als moderates Dioxin-ähnliches Potential eingestuft.

Ein deutlich höheres Dioxin-ähnliches Potential konnte in den Proben Mehltheuer Bach ($7,42 \pm 1,99 \mu\text{g/L}$ β NF-EQ), Lausitzer Neiße-3 ($19,96 \pm 3,11 \mu\text{g/L}$ β -NF-EQ) und Bílý Haltrov ($11,25 \pm 3,45 \mu\text{g/L}$ β -NF-EQ) festgestellt werden. Hier ist es ratsam, sich die chemischen Analytikdaten hinsichtlich PAKs genauer anzusehen, um Rückschlüsse auf Verursacher dieses Wirkpotentials zu ziehen. Weitere Hinweise zu PAKs oder ähnlich wirksamen Substanzen können auch in den Ergebnissen der Ames-Tests sowie dem Mikrokern-Test wieder zu finden sein.

3.2 Ames-Test zur Erfassung mutagener Substanzen

Zur Erfassung mutagener Substanzen werden die in der Festphasenextraktion 10.000fach angereicherten Extrakte der Oberflächengewässerproben im Ames-Test eingesetzt. In diesem in vitro Biotest werden die gentechnisch veränderten Bakterien Salmonella typhimurium, sogenannte Histidin-Mangelmутanten, verwendet, die über einen Farbumschlag (Abbildung 8) und die Messung der optischen Dichte nach 48 h Inkubation eine Rückmutation anzeigen. Zur Beurteilung der Mutagenität wurden die Stämme TA98 und TA100 verwendet. Der Stamm TA98 erfasst Substanzen, die eine Rasterschubmutation auslösen, während der Stamm TA100 eine Basenpaar-Substitution nachweist.

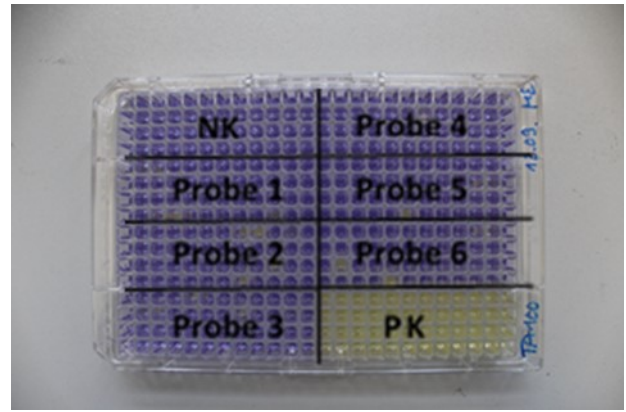
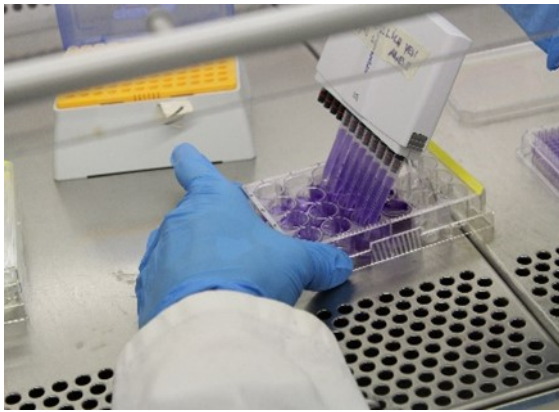


Abbildung 8: Durchführung des Ames-Tests (links) und Farbumschlag in einer 384-well Platte beim Ames-Test TA100 nach 48 h Inkubation (rechts); ein gelber Farbumschlag zeigt Mutagenität an (PK, Positivkontrolle)

Durch die standardisierte 1.000fache Verdünnung der Extrakte im Ames-Test durch Kultur- und Testmedien und eine weitere Verdünnung des Extrakts mit dem eingesetzten Lösemittel DMSO wurde letztlich generell eine 5fach angereicherte Gewässerprobe analysiert und bewertet.

Auch in diesem Test muss das optimale Wachstum der Bakterien durch einen Zytotoxizitätstest auf Validität geprüft werden. Kommt es zu einer Wachstumshemmung, muss diese Probe stärker verdünnt erneut getestet werden. Damit werden die für die Bakterien zytotoxischen Substanzen verdünnt und die Validitätskriterien des Tests eingehalten. Dies führt aber auch zu einer Verdünnung mutagener Substanzen, wodurch möglicherweise die Wirkschwelle des Tests nicht mehr erreicht wird.

Ames TA98 zum Nachweis von Rasterschubmutationen

Die Extrakte wurden generell bei 5facher Anreicherung getestet und auf Mutagenität geprüft. Für den Stamm TA98 wurde als Positivkontrolle 4-Nitro-Phenylenediamine (4-NOPD, CAS 99-56-9, Reinheit 98 %, Sigma Aldrich) verwendet.

Die Gewässerprobe Leine-1 war bei 5facher Anreicherung zytotoxisch. Bei 2,5facher bzw. 1,25facher Anreicherung konnte keine Zytotoxizität, aber auch keine Mutagenität festgestellt werden.

21 der 23 untersuchten Gewässerproben waren bei 5facher Anreicherung nicht mutagen (Tabelle 3).

Die Gewässerprobe Lampertsbach war bei 5facher Anreicherung mutagen, d. h. Substanzen wie 2-Nitrofluoren, 2-Aminoanthracen oder Schwermetalle können in Konzentrationen vorliegen, welche die Wirkschwelle des Tests erreichen (Tabelle 3).

Ames TA100 zum Nachweis von Basenpaar-Substitution

Die Extrakte wurden ebenfalls generell bei 5facher Anreicherung getestet und auf Mutagenität geprüft. Im Ames-Test mit dem Stamm TA100 wurde die Positivkontrolle Nitrofurantoin (NF; Antibiotikum; CAS 67-20-9; Sigma Aldrich PHR1191) verwendet.

Alle 23 untersuchten Gewässerproben waren bei 5facher Anreicherung nicht mutagen, d.h. Substanzen wie Natriumazid oder PAKs befinden sich nicht im Wirkschwellenbereich dieses Tests und lösen keine Basenpaar-Substitution aus (Tabelle 3).

Tabelle 3: Resultate des Ames-Test TA98 und TA100 bei 5facher Anreicherung der Extrakte

OWK_NAME	MKZ	Ames-Test		Mutagenität
		TA98	TA100	
Keppritzbach-1	OBF13800	nicht mutagen	nicht mutagen	nein
Mehltheuer Bach	OBF14351	nicht mutagen	nicht mutagen	nein
Lausitzer Neiße-3	OBF16800	nicht mutagen	nicht mutagen	nein
Lausitzer Neiße-10	OBF17700	nicht mutagen	nicht mutagen	nein
Spree-4	OBF21400	nicht mutagen	nicht mutagen	nein
Schwarze Elster-4	OBF26800	nicht mutagen	nicht mutagen	nein
Große Röder-5	OBF30410	nicht mutagen	nicht mutagen	nein
Kleine Röder-2	OBF30700	nicht mutagen	nicht mutagen	nein
Freiberger Mulde-5	OBF32300	nicht mutagen	nicht mutagen	nein
Zschopau-4	OBF35350	nicht mutagen	nicht mutagen	nein
Lampertsbach	OBF35601	mutagen	nicht mutagen	ja, TA98
Flöha-2	OBF37300	nicht mutagen	nicht mutagen	nein
Mulde-6	OBF40500	nicht mutagen	nicht mutagen	nein
Lungwitzbach-2	OBF43000	nicht mutagen	nicht mutagen	nein
Chemnitz-2	OBF45000	nicht mutagen	nicht mutagen	nein
Mulde-7	OBF47600	nicht mutagen	nicht mutagen	nein
Leine-1	OBF48311	zytotoxisch	nicht mutagen	offen
Bílý Haltrov/Weisse Elster	OBF49500	nicht mutagen	nicht mutagen	nein
Weißer Elster-11	OBF50800	nicht mutagen	nicht mutagen	nein
Pleißer-4b	OBF53700	nicht mutagen	nicht mutagen	nein
Parthe-4	OBF55400	nicht mutagen	nicht mutagen	nein
Alte Luppe	OBF55660	nicht mutagen	nicht mutagen	nein
Wolfsbach	OBF64000	nicht mutagen	nicht mutagen	nein

3.3 Mikrokern-Test zur Erfassung gentoxischer Substanzen

Über den Mikrokern-Test werden Chromosomenschäden und andere Störungen während der Mitose von Säugetierzellen erfasst, die durch Substanzen wie Benzo(a)pyren oder Zytostatika wie Mitomycin C ausgelöst werden können. Diese Substanzen bewirken, dass Chromosomenbruchstücke bei der Zellteilung nicht in die entstehenden Tochterzellkerne verteilt werden und einzeln im Chromatin verbleiben (Abbildung 9).

Der Mikrokern-Test (Micronucleus Assay in vitro, MN_{inv}) wurde mit Hep-G2 Zellen (humane Leberkarzinomzellen; ACC-180 DSMZ) durchgeführt. Als Positivkontrolle wurde Ethylmethansulfonat (EMS, CAS 62-50-0 Merck) verwendet. Die Hep-G2 Zellen werden bei diesem Test auf Objektträger eingesät und für 24 h mit 3 verschiedenen Verdünnungsstufen des Probenextrakts in Einfach- bis Doppelbestimmung exponiert. Nach anschließender Fixierung und Färbung werden die Anzahl der Mikrokern pro 1.000 Zellen sowie die Anzahl der Zellklone pro 1.000 Zellen (Mitoseindex) mikroskopisch ausgewertet. Mit steigender Konzentration an gentoxischen Substanzen in der untersuchten Probe steigt die Anzahl an Mikrokernen. Der Mitoseindex bzw. die Zellteilung kann als Qualitätsparameter für die Durchführung des Tests herangezogen werden.

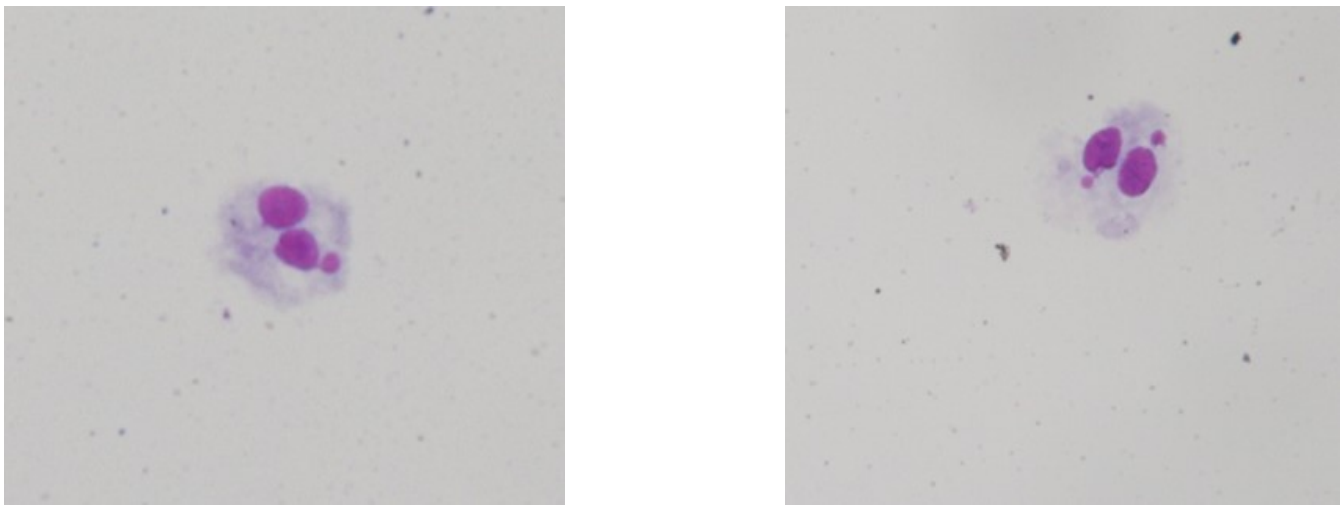


Abbildung 9: 2er Zellklon mit einem Mikrokern (links); 2er Zellklon mit 2 Mikrokernen (rechts)

Zur Erfassung gentoxischer Substanzen werden die in der Festphasenextraktion 10.000fach angereicherten Extrakte der Oberflächengewässerproben im Mikrokern-Test eingesetzt. Durch die testspezifische Verdünnung der Extrakte durch Kulturmedien und das im Extrakt verwendete Lösungsmittel DMSO wurden letztlich 3 Verdünnungsstufen (VS1 10fach, VS2 5fach und VS3 2,5fach angereichert) analysiert und bewertet.

Auch in diesem Test muss das optimale Wachstum bzw. die optimale Zellteilung der Hep-G2 Zellen innerhalb der 24 h Expositionszeit überprüft und gewährleistet werden. Kommt es zu einer Wachstumshemmung (Zytotoxizität) in der höchsten Verdünnungsstufe (VS1 10fach angereichert), wird diese Verdünnungsstufe als zytotoxisch eingestuft und die niedrigeren Verdünnungsstufen werden zur Beurteilung der Gentoxizität der Probe herangezogen.

Die Ergebnisse zur Untersuchung der Gentoxizität sind in Tabelle 4 für jede Verdünnungsstufe dargestellt.

Tabelle 4: Mikrokernrate (Anzahl Mikrokerne/1.000 Zellen) und Bewertung der Gentoxizität mittels Mikrokern-Tests in 3 Verdünnungsstufen VS1 (10fach angereichert), VS2 (5fach angereichert) und VS3 (2,5 fach angereichert); n.a. nicht analysierbar

OWK_NAME	MKZ	VS1	VS2	VS3	Gentoxizität
Keppritzbach-1	OBF13800	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Mehltheuer Bach	OBF14351	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Lausitzer Neiße-3	OBF16800	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Lausitzer Neiße-10	OBF17700	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Spree-4	OBF21400	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Schwarze Elster-4	OBF26800	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Große Röder-5	OBF30410	erhöht	erhöht	erhöht	gentoxisch
Kleine Röder-2	OBF30700	nicht erhöht	nicht erhöht	nicht erhöht	nicht gentoxisch
Freiberger Mulde-5	OBF32300	erhöht	erhöht	nicht erhöht	moderat
Zschopau-4	OBF35350	nicht erhöht	nicht erhöht	nicht erhöht	nicht gentoxisch
Lampertsbach	OBF35601	erhöht	erhöht	erhöht	gentoxisch
Flöha-2	OBF37300	erhöht	nicht erhöht	nicht erhöht	moderat
Mulde-6	OBF40500	nicht erhöht	nicht erhöht	nicht erhöht	nicht gentoxisch
Lungwitzbach-2	OBF43000	nicht erhöht	nicht erhöht	nicht erhöht	nicht gentoxisch
Chemnitz-2	OBF45000	nicht erhöht	nicht erhöht	nicht erhöht	nicht gentoxisch
Mulde-7	OBF47600	nicht erhöht	nicht erhöht	nicht erhöht	nicht gentoxisch
Leine-1	OBF48311	zytotoxisch	nicht erhöht	nicht erhöht	n.a.
Bílý Haltrov/Weisse Elster	OBF49500	nicht erhöht	nicht erhöht	nicht erhöht	nicht gentoxisch
Weißer Elster-11	OBF50800	n.a.	n.a.	erhöht	n.a.
Pleißer-4b	OBF53700	n.a.	n.a.	erhöht	n.a.
Parthe-4	OBF55400	erhöht	erhöht	erhöht	gentoxisch
Alte Luppe	OBF55660	erhöht	nicht erhöht	n.a.	moderat
Wolfsbach	OBF64000	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

Die Gewässerprobe Leine-1 war bei 10facher Anreicherung (VS1) zytotoxisch. Bei 5facher (VS2) bzw. 2,5facher Anreicherung (VS3) konnte keine Zytotoxizität, aber auch keine Gentoxizität festgestellt werden.

In 9 weiteren Gewässerproben konnte keine eindeutige Bewertung der Ergebnisse vorgenommen werden, da Validitätskriterien wie ausreichende Anzahl an zählbaren Einzelzellen, gute mikroskopische Abgrenzung von Zellkern und Zellplasma (optimale Färbung) oder valide Lösemittel- bzw. Positivkontrollen sowie Mitoseindex nicht eingehalten werden konnten.

In 7 der untersuchten Gewässerproben konnte keine Gentoxizität mit dem Mikrokern-Test in den 3 angewendeten Verdünnungsstufen nachgewiesen werden.

Als moderat mit gentoxischen Substanzen belastet wurden die Gewässerproben Freiberger Mulde-5, Flöha-2 und Alte Luppe eingestuft, da sie in 10facher und teilweise in 5facher Anreicherung eine erhöhte Mikrokernrate im Vergleich zu den Kontrollen aufwiesen.

Als deutlich gentoxisch konnten die Gewässerproben Große Röder-5, Lampertsbach und Parthe-4 eingestuft werden, da sie in allen 3 Verdünnungsstufen eine deutlich erhöhte Mikrokernrate zeigten.

4 Identifizierung von Oberflächengewässer für ein fokussiertes effektbasiertes Monitoring

4.1 Zusammenfassung der Ergebnisse

Generell zeigte sich bei den Untersuchungen des effektbasierten Monitorings im Herbst 2018, dass lediglich der Wolfsbach keine nachweisbare Belastung aufwies, während in allen anderen Gewässerproben moderate bis hohe Belastung auftrat. Speziell wurde in 10 der 23 Gewässerproben ein moderates oder deutlich erhöhtes östrogenes Wirkpotential nachgewiesen. Des Weiteren sind anti-östrogene Wirkpotentiale in 3 Gewässerproben, androgenes Wirkpotential in keiner und anti-androgenes Wirkpotential in einem Gewässer nachgewiesen worden.

19 der 23 untersuchten Gewässerproben sind mit Substanzen belastet, die ein moderates oder deutlich erhöhtes dioxin-ähnliches Wirkpotential im YDS-Test auslösen.

Mutagenität (Ames TA98) wurde im Lampertsbach bei 5facher Anreicherung festgestellt. Bei allen anderen 5fach angereicherten Gewässerproben wurde kein mutagenes Potential nachgewiesen.

Hohes gentoxisches Potential (Mikrokern-Test) wurde in den Gewässerproben Große Röder-5, Lampertsbach und Parthe-4 festgestellt. In der Freiberger Mulde-5, der Flöha-2 sowie in der Alten Luppe wurde moderates gentoxisches Potential festgestellt. Bei 9 der 23 Gewässerproben war keine Bewertung der Gentoxizität möglich (siehe Kap. 3.3).

Auffällig verhielten sich die Proben Lampertsbach und Leine-1, die in vielen Biotests (Leine-1 in allen) in den üblicherweise eingesetzten Verdünnungsstufen zytotoxisch waren, d.h. Substanzen in so hohen Konzentrationen vorhanden waren, dass sie wachstumshemmend auf die jeweiligen Testorganismen wirkten. Folglich war eine Erhöhung der Extraktverdünnungen zur Beurteilung der Wirkpotentiale notwendig, um ein normales Wachstum und die Validitätskriterien der jeweiligen Tests einzuhalten. Dies trat bei keinen der bisher untersuchten Gewässerproben in dieser Form auf, welche mit derselben Anreicherungsmethode extrahiert wurden. Bereits die Farbe der beladenen Kartuschen, der Eluate sowie der Extrakte (Abbildung 10) zeigten eine deutlich dunklere Verfärbung im Vergleich zu anderen angereicherten Gewässerproben, die meist hellgrün bis hellbraun gefärbt sind. Diese Extraktfärbung und Zytotoxizität ist im Rahmen unserer bisher untersuchten Proben, wenn überhaupt, nur mit Kläranlagenzuläufen vergleichbar.

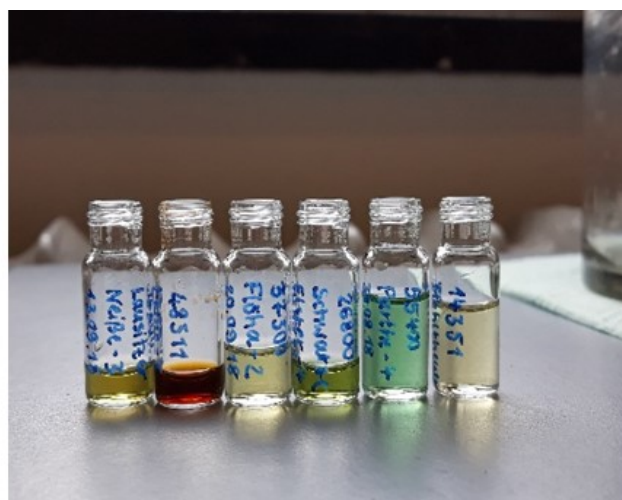
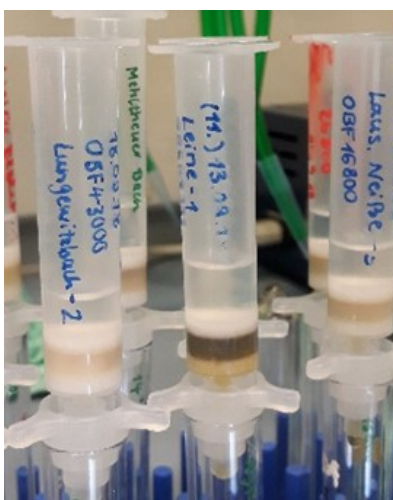


Abbildung 10: Festphasenextraktion zur Anreicherung der Gewässerproben







Letztlich wurden durch die Ergebnisse der angewendeten Biotests 9 der 23 untersuchten Oberflächengewässer für ein fokussiertes effektbasiertes Monitoring identifiziert (Tabelle 4). Die Gewässer Mehltheuer Bach, Lausitzer Neiße-3, Schwarze Elster-4, Große Röder-5, Lampertsbach, Leine-1, Bílý Haltrov/Weisse Elster, Parthe-4 und Alte Luppe zeigten in einem oder mehreren Tests Zytotoxizität, ein endokrines Wirkpotential, Mutagenität oder Gentoxizität in den eingesetzten Anreicherungen (Tabelle 5).

Die Gewässerprobe Wolfsbach zeigte in den Biotests weder endokrines Wirkpotential (nicht nachweisbar oder < LOQ) noch Mutagenität in den jeweiligen Anreicherungen und wird deshalb als Referenzgewässer für ein effektbasiertes Monitoring empfohlen (Tabelle 5).

Tabelle 5: Übersichtstabelle zu den Ergebnissen des effektbasierten Monitorings im Herbst 2018;

OWK_NAME	MKZ	Hefereportergergen-Tests (20fach*) Hormonaktive und Dioxin-ähnliche Potentiale					Ames-Tests (5fach*) Mutagenität		MN-Test (10fach*) Gentoxizität
		YES	YAES	YAS	YAAS	YDS	TA98	TA100	MNinv
Keppritzbach-1	OBF13800								n.a.
Mehltheuer Bach	OBF14351								n.a.
Lausitzer Neiße-3	OBF16800								n.a.
Lausitzer Neiße-10	OBF17700								n.a.
Spree-4	OBF21400								n.a.
Schwarze Elster-4	OBF26800								n.a.
Große Röder-5	OBF30410								
Kleine Röder-2	OBF30700								
Freiberger Mulde-5	OBF32300								
Zschopau-4	OBF35350								
Lampertsbach	OBF35601								
Flöha-2	OBF37300								
Mulde-6	OBF40500								
Lungwitzbach-2	OBF43000								
Chemnitz-2	OBF45000								
Mulde-7	OBF47600								
Leine-1	OBF48311								
Bílý Haltrov/ Weisse Elster	OBF49500								
Weißer Elster-11	OBF50800								n.a.
Pleiße-4b	OBF53700								n.a.
Parthe-4	OBF55400								
Alte Luppe	OBF55660								
Wolfsbach	OBF64000								n.a.

Legende:

	zytotoxisch		Identifizierung für ein fokussiertes EBM
	< LOQ, nicht nachweisbar		Referenzgewässer
	> LOQ, moderat belastet		
	> LOQ, hoch belastet, mutagen oder gentoxisch		

4.2 Einzelfallanalyse der identifizierten Gewässer und Diskussion mit den Daten der chemischen Analytik (Prüfberichte BfUL)

Insgesamt wurden 9 der 23 untersuchten Gewässerproben durch die angewendeten Biotests als mit hormonaktiven, Dioxin-ähnlichen, mutagenen und/oder gentoxischen Substanzen stärker belastet identifiziert. Demzufolge wurden in 12 der 23 untersuchten Gewässerproben trotz der Anreicherung der Proben nur geringe Wirkpotentiale oder wie beim Wolfsbach kein Wirkpotential nachgewiesen. Der Wolfsbach als Referenzgewässer sowie die 9 stärker belasteten Gewässer werden deshalb für ein weiteres effektbasiertes Monitoring empfohlen. Im Folgenden werden diese 10 Gewässer einer Einzelfallanalyse unterzogen, indem summarische Wirkpotentiale des effektbasierten Monitorings mit den substanzspezifischen Konzentrationen des chemischen Monitorings diskutiert werden.

Mehltheuer Bach

Der Mehltheuer Bach zeigte ein im Vergleich zu den anderen Gewässerproben als moderat eingestuftes anti-östrogenes Wirkpotential ($2.872 \pm 614 \mu\text{g/L}$ OHT-EQ; YAES). Außerdem wurde ein hohes Dioxin-ähnliches Wirkpotential ($7,42 \pm 1,99 \mu\text{g/L}$ β -NF-EQ; YDS) in der Probe nachgewiesen. Weitere Wirkpotentiale wurden nicht festgestellt.

Anti-östrogenes Wirkpotential wird durch Substanzen wie HCH, Hydroxytamoxifen oder Tamoxifen (Wirkstoffe in der Brustkrebstherapie) ausgelöst. Keine der bisher bekannten anti-östrogen wirksamen Substanzen wurde in der chemischen Spurenstoffanalytik im Prüfbericht dargestellt.

Dioxin-ähnliches Potential im YDS-Test wird bspw. durch Benzo(a)pyren, Hexachlorbenzen oder Omeprazol (Arzneimittel) ausgelöst. Benzo(a)pyren wurde in dieser Probe vom 25.10.2018 nicht analysiert, in älteren Proben (2015 bis Juli 2018, $n = 24$) wurde diese Substanz teilweise nicht nachgewiesen oder lag in Konzentrationsbereichen von bis zu 2 ng/L . Am 29.06.2016 wurde allerdings eine höhere Konzentration von 21 ng/L bestimmt. Hexachlorbenzen wurde ebenfalls nicht in der Probe vom 25.10.2018 analysiert. In älteren Proben (2015 bis Juli 2018, $n = 24$) wurde es sehr häufig nicht nachgewiesen und am 29.06.2016 mit nur $0,1 \text{ ng/L}$. Omeprazol wurde nicht analysiert.

Mutagenität (Ames TA98 und TA100) wurde nicht in dieser Gewässerprobe nachgewiesen. Bei der Bestimmung der Gentoxizität ist keine Bewertung möglich gewesen.

Die Probe lässt sich vor allem durch das hohe Dioxin-ähnliche Potential charakterisieren. Laut Prüfbericht der BfUL konnten in der Probe hauptsächlich Arzneistoffe nachgewiesen werden. Hier fielen vor allem die Metabolite des schmerz- und fiebersenkenden Wirkstoffs Metamizol mit höheren Konzentrationen auf (N-Acetyl-4-aminoantipyrin und 4-Formylaminoantipyrin). Des Weiteren wurden Blutdrucksenker wie Metoprolol, Valsartan und Losartan, die Antidiabetika Sitagliptin und Metformin und das Analgetikum Diclofenac sowie das nichtsteroidale Antirheumatikum Ibuprofen nachgewiesen. An Industriechemikalien wurden Melamin, Benztriazol und Tolyltriazol im unteren ng/L Bereich nachgewiesen. Die Pflanzenschutzmittel Flufenacet und Metazachlor wurde ebenfalls im unteren ng/L Bereich nachgewiesen. Die Hauptmetabolite Metazachlor-ESA und Metazachlor-OA wurden nicht gemessen, vor allem Metazachlor-ESA findet sich meist im oberen ng/L -Bereich. Die chemische Analytik zeigt einen deutlichen Einfluss von Arzneimitteln aus dem humanmedizinischen Bereich bzw. als Quelle häusliches/kommunales Abwasser. Der landwirtschaftliche Einfluss zeigt sich vor allem durch die beiden nachgewiesenen Herbizide (Probenahmezeitpunkt 25.09.2018). Ob diese Herbizide im Biotest zur Dioxin-ähnlichen Wirkung beitragen, ist bisher nicht bekannt.

Lausitzer Neiße-3

Die Gewässerprobe Lausitzer Neiße-3 zeigte ein hohes östrogenes Potential ($6,64 \pm 0,5$ ng/L E-EQ; YES), ein moderates anti-östrogenes Potential (2.624 ± 289 µg/L OHT-EQ; YAES) und ein sehr hohes Dioxin-ähnliches Potential ($20,0 \pm 3,1$ µg/L β -NF-EQ; YDS).

Mutagenität (Ames TA98 und TA100) wurde nicht in dieser Gewässerprobe nachgewiesen. Bei der Bestimmung der Gentoxizität ist keine Bewertung möglich gewesen.

Laut Prüfbericht der BfUL zur Probe vom 11.09.2018 wurden hier sehr viele analytische Methoden angewendet. Es handelt sich um eine stark verschmutzte Gewässerprobe mit Nachweisen von bspw. polyfluorierte Verbindungen wie PFOS (1H,1H,2H,2H-Perfluoroctanesulfonsäure) im unteren und mittleren ng/L-Bereich, Röntgenkontrastmittel im oberen ng/L-Bereich und das Pflanzenschutzmittel Glyphosat (und AMPA) im oberen ng/L-Bereich bis unteren µg/L-Bereich. Zusätzlich wurden Arzneistoffe aus diversen Gruppen wie Antibiotika, Blutdrucksenker, Antidiabetika, Antidepressiva, Neuroleptika, Schmerzmittel im unteren ng/L-Bereich bis unteren µg/L-Bereich nachgewiesen. Diverse PAKs fanden sich im unteren ng/L-Bereich sowie die Industriechemikalien Benzotriazol und Tolyltriazol im oberen ng/L-Bereich. Vermutlich ist die Gesamtmenge an PAKs, die zu einem mutagenen Potential im Ames-Test führen, in dieser Gewässerprobe zu gering, da in dem Fall trotz 5facher Anreicherung keine Mutagenität in beiden Ames-Stämmen nachgewiesen werden konnte. Als östrogen wirksame Substanzen wurde BPA im unteren ng/L-Bereich und DEHP im mittleren ng/L-Bereich bestimmt, wobei diese Substanzen allein nicht das hohe östrogene Wirkpotential (YES-Test) erklären. Laut Literatur ist bekannt, dass vor allem die Hormone Estradiol (E2) und Ethinylestradiol (EE2) sowie Industriechemikalien wie Nonylphenole zu einem hohen Nachweis an Östrogenität beitragen, allerdings Schwierigkeiten bei der chemischen Analytik zeigen. Das hohe östrogene Potential deutet auf die Einleitung von häuslichem/kommunalen Abwasser hin, kann aber nur mit einer gezielten chemischen Analytik verifiziert werden.

Schwarze Elster-4

Die Gewässerprobe Schwarze Elster-4 vom 12.09.2018 zeigte ein hohes östrogenes Potential ($8,6 \pm 0,5$ ng/L EEQ; YES) und moderates Dioxin-ähnliches Potential ($2,1 \pm 1,8$ µg/L β -NF-EQ; YDS).

Mutagenität (Ames TA98 und TA100) wurde nicht in dieser Gewässerprobe nachgewiesen. Bei der Bestimmung der Gentoxizität ist keine Bewertung möglich gewesen (siehe Kap. 3).

Im Prüfbericht der BfUL wurden Kontrastmittel im hohen ng/L-Bereich bis unteren µg/L-Bereich nachgewiesen. Weiterhin wurden Substanzen wie AMPA (Hauptabbauprodukt von Glyphosat) im oberen ng/L-Bereich, Arzneistoffe wie diverse Blutdrucksenker (bis in den µg/L-Bereich), Antibiotika (im mittleren ng/L-Bereich), Antidiabetika (im mittleren ng/L-Bereich bis unteren µg/L-Bereich), Antiepileptika (im mittleren ng/L-Bereich) sowie Schmerzmittel (im unteren bis mittleren ng/L-Bereich) nachgewiesen. Außerdem konnte Oxipurinol im unteren µg/L-Bereich nachgewiesen werden, diese Substanz wird im humanmedizinischen Bereich angewendet (aktiver Hauptmetabolit von Allopurinol, Wirkstoff bei Gicht). Industriechemikalien wie Melamin, Benzotriazol und Tolyltriazol wurden im oberen ng/L-Bereich bis unteren µg/L-Bereich nachgewiesen. Bei Pflanzenschutzmitteln bzw. deren Abbauprodukten konnte hauptsächlich Metazachlorsäure und Metazachlorsulfonsäure im mittleren bis oberen ng/L-Bereich analysiert werden. Des Weiteren wurden die Weichmacher (östrogen aktive Substanzen) DEHP und BPA im unteren bis mittleren ng/L Bereich nachgewiesen. Diese Substanzen tragen in jedem Fall zum hohen östrogenen Potential der Probe bei und lassen vermuten, dass

auch weitere Industriechemikalien in das Gewässer eingeleitet werden. Neben diesen Substanzen wurden auch verschiedenen PAKs im unteren ng/L-Bereich nachgewiesen, die auch mutagene (Ames-Test) und gentoxische Wirkungen (Mikrokern-Test) haben können. In dieser Probe konnte jedoch kein mutagenes Potential bei 5facher Anreicherung nachgewiesen werden. Bei der Bestimmung der Gentoxizität ist keine Bewertung möglich gewesen.

Große Röder-5

In der Gewässerprobe Große Röder-5 wurde moderates östrogenes Potential ($3,6 \pm 0,2$ ng/L E-EQ; YES) und moderates Dioxin-ähnliches Potential ($3,9 \pm 1,3$ µg/L β -NF-EQ; YDS) nachgewiesen.

Mutagenität (Ames TA98 und TA100) wurde nicht in dieser Gewässerprobe nachgewiesen. Bei der Bestimmung der Gentoxizität mittels Mikrokern-Test konnte eine erhöhte Mikrokernrate in allen 3 Verdünnungsstufen und damit gentoxisches Potential nachgewiesen werden.

Laut BfUL Prüfbericht wurden in dieser Probe Röntgenkontrastmittel im unteren und mittleren ng/L-Bereich, AMPA (Hauptabbauprodukt von Glyphosat) im mittleren ng/L-Bereich sowie Arzneistoffe wie Antiepileptika (im mittleren ng/L-Bereich), Antibiotika (im unteren ng/L-Bereich), Blutdrucksenker (bis in den µg/L-Bereich) und Antidiabetika (im mittleren ng/L-Bereich) nachgewiesen. Die Konzentrationen an Arzneistoffen deuten darauf hin, dass ein Kläranlageneintrag in das Gewässer stattfindet, die Belastung aber deutlich geringer als bspw. in der Schwarzen Elster-4 oder der Laußitzer Neiße-3 ist (bessere Elimination der Kläranlage bzw. größere Entfernung/Durchmischung der Einleitung). Außerdem konnte wiederum Oxipurinol im unteren µg/L-Bereich nachgewiesen werden, welches im humanmedizinischen Bereich angewendet wird (aktiver Hauptmetabolit von Allopurinol, Wirkstoff bei Gicht). Des Weiteren wurde das Antibiotikum Amoxicillin (Penicilline) bestimmt, welches jedoch trotz hoher Verschreibungsmengen bereits im Zulauf und Ablauf von Kläranlagen kaum noch nachweisbar ist, da es sehr schnell zerfällt (Projektergebnisse ANTI-Resist BMBF 2011-2015, ROSSMANN J. et al. 2014), wobei bestimmte Abbauprodukte aber noch länger nachweisbar sind. Außerdem wurden die Hormone E2, E1 und EE2 im mittleren bis oberen pg/L Bereich nachgewiesen. Diese Hormone tragen zu einem großen Teil zum nachgewiesenen moderaten östrogenen Potential der Probe bei. Vor allem die natürlichen Hormone unterliegen einer geringen Halbwertszeit von wenigen Tagen, so dass bei der Bestimmung von Östrogenen und damit auch bei der Anwendung des YES-Tests zum Nachweis östrogenem Wirkpotentials die Analysen möglichst zeitnah nach der Probennahme durchgeführt werden sollten, um diese nicht zu unterschätzen. Weitaus stabilere östrogen wirksame Substanzen wie DDT und Abbauprodukte wurden nicht nachgewiesen, aber wiederum die Weichmacher DEHP im mittleren ng/L-Bereich und BPA im unteren ng/L-Bereich.

Bei Pflanzenschutzmittel bzw. deren Abbauprodukten konnten neben anderen Substanzen Metazachlorsäure und Metazachlorsulfonsäure im mittleren bis oberen ng/L-Bereich analysiert werden. Diverse PAKs wurden jeweils im unteren ng/L-Bereich nachgewiesen und können einen Beitrag zum moderaten Dioxin-ähnlichem Potential leisten. Diese Substanzen (wie Benzo(a)pyren, BfUL Prüfbericht 1,3 ng/L) können außerdem zu einem mutagenen als auch gentoxischem Nachweis führen. Im Ames-Test bei 5facher Anreicherung wurde keine Mutagenität festgestellt, Gentoxizität in allen Anreicherungsstufen (Mikrokern-Test) aber nachgewiesen. Dies lässt vermuten, dass weitere gentoxisch wirksame Substanzen in der Gewässerprobe vorhanden sind, die für diesen Biotest noch nicht bekannt bzw. die nicht im chemischen Monitoring enthalten sind.

Lampertsbach

Die Gewässerprobe Lampertsbach zeichnet sich durch Zytotoxizität im Hefereporter-Gen-Test zur Bestimmung des östrogenen und Dioxin-ähnlichen Potentials aus. Zytotoxizität ist bei den bisher untersuchten Gewässerproben mit der verwendeten Anreicherungsmethode bei letztlich 20facher Anreicherung in diesen Tests nicht aufgetreten und lässt möglicherweise auf hohe Konzentrationen an östrogen wirksamen oder Dioxin-ähnlichen Substanzen in der Probe schließen.

Außerdem konnte ein sehr hohes anti-östrogenes ($32.120 \pm 2.875 \mu\text{g/L OHT-EQ}$; YAES) und ein sehr hohes anti-androgenes Potential ($14.280 \pm 2.435 \mu\text{g/L Flu-EQ}$; YAAS) festgestellt werden. In keiner bisher untersuchten Gewässerprobe ist ein solch hoher Nachweis an anti-östrogenem und anti-androgenem Wirkpotential aufgetreten. Bisher bekannte Substanzen, die diese beiden Wirkpotentiale auslösen können, sind HCH, 2,3,7,8-TCDD oder HCB, p,p'-DDE, DDT, DEHP.

Des Weiteren wurde Mutagenität (Ames-Test TA98) in dieser Gewässerprobe bei 5facher Anreicherung nachgewiesen. Bei der Bestimmung der Genotoxizität mittels Mikrokern-Test konnte eine erhöhte Mikrokernrate in allen 3 Verdünnungsstufen und damit genotoxisches Potential nachgewiesen werden. Substanzen wie PAKs oder Schwermetalle in dieser Gewässerprobe können zu einem Nachweis an Mutagenität und Genotoxizität führen.

Diverse perfluorierte Alkansäuren wurden im unteren ng/L-Bereich nachgewiesen. AMPA (Hauptabbauprodukt von Glyphosat) wurde im unteren $\mu\text{g/L}$ -Bereich, Glyphosat im mittleren ng/L-Bereich nachgewiesen. Andere Pflanzenschutzmittel wurden nicht oder nur in Spuren nachgewiesen (Diuron 15 ng/L). Arzneistoffe wurden zahlreich untersucht, aber nur wenige Substanzen (Blutdrucksenker Valsarten, Irbesartan und das Antidiabetikum Metformin sowie Diclofenac) in eher geringen Konzentrationen nachgewiesen. Für einen Kläranlageneinfluss in hohen Konzentrationen vorkommende Wirkstoffe wie Carbamazepin, Gabapentin, Ibuprofen, Antibiotika oder auch Röntgenkontrastmittel (Medizinprodukt) waren nicht nachweisbar.

Die Industriechemikalie 2,4,7,9-Tetramethyl-5-decin-4,7-diol (TMDD) konnte in der Probe mit $3,3 \mu\text{g/L}$ nachgewiesen werden. In Studien konnte gezeigt werden, dass diese Substanz zytotoxisch als auch genotoxisch wirkt (VINCZE et al. 2014). TMDD wird im Lampertsbach generell im mittleren ng/L bis niedrigen $\mu\text{g/L}$ Bereich nachgewiesen. DEHP wurde im mittleren ng/L-Bereich nachgewiesen und trägt zum Nachweis des hohen anti-androgenen Potentials bei. Des Weiteren wurden 4-Octylphenol im unteren ng/L-Bereich nachgewiesen, bei der Gruppe der Alkylphenole wurde östrogenes als auch anti-östrogenes Potential in Hefereporter-Gen-Tests nachgewiesen, wobei den Octylphenolen eine höhere anti-östrogene Wirkung im Vergleich zu Nonylphenolen zugesprochen wird. Der Nachweis an sehr hohem anti-östrogenem Wirkpotential im Lampertsbach könnte demnach teilweise durch dieses Alkylphenol bedingt sein. Im Test auf Östrogenität wurde Zytotoxizität nachgewiesen, womit sich nicht ausschließen lässt, dass auch ein hohes östrogenes Potential in dieser Probe vorliegen könnte.

Außerdem wurden diverse PAKs nachgewiesen, die die Mutagenität und Genotoxizität der Probe erklären können.

Insgesamt ist diese Probe weniger durch die Belastung von Arzneistoffen und Pflanzenschutzmitteln als vielmehr durch die Belastung an Industriechemikalien gekennzeichnet. Diese sind sehr persistent und tragen zum sehr hohen anti-östrogenen, anti-androgenem sowie mutagenen und genotoxischem Potential bei. Die Zytotoxizität in den Tests auf östrogenes und Dioxin-ähnliches Potential bei 20facher Anreicherung verdeutlicht ebenso die hohe Verunreinigung mit Industriechemikalien. Vermutlich tragen weitere Industriechemikalien und deren Abbauprodukte zu den sehr hohen Potentialen in den Biotests bei.

Leine-1

Die Gewässerprobe Leine-1 zeigte im Vergleich zu den anderen getesteten Gewässerproben ein deutlich auffälliges zytotoxisches Verhalten in allen 3 Testsystemen und den entsprechenden Testorganismen (Hefen, Bakterien und humane Leberkarzinomzellen).

Im Detail wurde in allen Hefereportengen-Tests (20fache Anreicherung) Zytotoxizität festgestellt.

Im Ames-Test TA98 bei 5facher Anreicherung war die Probe ebenfalls zytotoxisch. Lediglich im Ames-Test TA100 zeigte sich keine Zytotoxizität bei der höchsten Anreicherungsstufe und auch keine Mutagenität. Der Ames-Test TA98 wurde nochmals in niedrigeren Konzentrationen gemessen und zeigte bei 2,5facher und 1,25facher Anreicherung kein zytotoxisches Verhalten und auch keine Mutagenität.

Im Mikrokern-Test wurde ebenfalls bei der höchsten Anreicherung (10fache Anreicherung) Zytotoxizität festgestellt. Bei den niedrigeren Verdünnungsstufen (5fache und 2,5fache Anreicherung) konnte keine Zytotoxizität und auch keine erhöhte Mikrokernrate und damit kein genotoxisches Potential festgestellt.

Laut Prüfbericht der BfUL zeigten sich verschiedene Auffälligkeiten in dieser Gewässerprobe im Vergleich zu den anderen Gewässern. Ein Sauerstoffgehalt von nur 1,9 mg/l und eine Sauerstoffsättigung von nur 19 %, eine Leitfähigkeit von 1.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (20 °C), ein DOC von 52 mg/l und eine erhöhte Säurekapazität sind bereits deutlich auffällig. Im Labor der TUD wurde eine Leitfähigkeit von 1636 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen (3 Tage nach Probenahme; siehe Anhang Tabelle 9).

In der Spurenstoffanalytik wurden sehr hohe Konzentrationen an diversen Arzneistoffen nachgewiesen: Antibiotika (Sulfamethoxazol 200 ng/L, Ciprofloxacin 190 ng/L), Blutdrucksenker (Valsartan 110 $\mu\text{g}/\text{L}$), Antidiabetika (Metformin 130 $\mu\text{g}/\text{L}$), Antiepileptika (Gabapentin 6 $\mu\text{g}/\text{L}$), Antidepressiva und Schmerzmittel (Ibuprofen 23 $\mu\text{g}/\text{L}$). Des Weiteren wurden einige Pflanzenschutzmittel (z.B. Conazole) im niedrigen bis mittleren ng/L-Bereichen nachgewiesen. Weitere Substanzen wie PAKs wurden nicht untersucht. Die Industriechemikalien Melamin, Benzotriazol und Tolyltriazol (im unteren bis mittleren $\mu\text{g}/\text{L}$ -Bereich) wurden untersucht.

Auffällig sind in dieser Gewässerprobe die sehr hoch konzentrierten und vielfältigen Substanzen aus dem Bereich humaner Arzneistoffe, die eine Einleitung von häuslichem/kommunalem Abwasser mit geringer bzw. keiner Elimination vor der Einleitung ins Gewässer verdeutlichen. Die hohen Konzentrationen lassen ebenfalls vermuten, dass eine sehr geringe Abwasser/Vorfluter-Relation zum Zeitpunkt der Probenahme vorlag. Hormone oder Röntgenkontrastmittel wurden nicht untersucht.

Es wird empfohlen, die Methodik an chemischer Analytik in diesem Gewässer zu erhöhen, vor allem im Bereich Hormone, Röntgenkontrastmittel und Industriechemikalien. Die Belastung mit Pflanzenschutzmittel scheint zumindest zum Zeitpunkt der Probenahme am 10.09.2018 eher eine untergeordnete Rolle darzustellen. Es wird weiterhin empfohlen, die Funktionsfähigkeit der oberhalb der Probenahmestelle einleitenden Kläranlage(n) zu untersuchen. Eine Untersuchung des Durchflusses des Oberflächengewässers sollte verdeutlichen, ob der eingeleitete Anteil an geklärtem Abwasser das Risiko für erhöhtes ökotoxisches Potential und chemische Belastung übersteigt. Direkteinleiter sollten überprüft werden.

Bílý Haltrov/ Weisse Elster

In der Gewässerprobe Wieße Elster-1 wurde ein hohes Dioxin-ähnliches Potential ($3,7 \pm 1,4 \mu\text{g/L}$ β NF-EQ; YDS) festgestellt. In allen anderen Hefereportergergen-Tests wurden keine erhöhten Potentiale festgestellt.

Ebenso waren die Untersuchungen zur Mutagenität (Ames-Tests) und Gentoxizität (Mikrokern-Test) unauffällig.

Im BfUL Prüfbericht wurden Arzneistoffe meist im unteren bis mittleren ng/L-Bereich nachgewiesen. Illegale Substanzen wie Metamphetamin wurden mit 4 ng/L nachgewiesen. Die Industriechemikalien Melamin, Benzotriazol und Tolyltriazol wurden im unteren bis mittleren ng/L-Bereich bestimmt. Des Weiteren wurde ein sehr großes Spektrum an Pflanzenschutzmitteln, PCBs, Organoinsektiziden, Chlorbenzolen, Benzene, Phenole, Organozinnverbindungen, Diphenylether und andere Substanzgruppen untersucht, bei denen meist kein oder nur ein sehr geringer Nachweis im unteren ng/L-Bereich zu verzeichnen war. Der Nachweis an hohem Dioxin-ähnliche Potential im YDS-Test lässt auf Substanzen wie Hexachlorbenzen oder Benzo(a)pyren in der Gewässerprobe schließen. Diese Substanzen wurden durch die chemische Analytik (BfUL) nicht oder nur in sehr geringen Konzentrationen nachgewiesen. Andere PAKs oder Abbauprodukte könnten zu diesem hohen Dioxin-ähnlichen Potential beitragen, die nicht in der chemischen Analytik erfasst wurden. Außerdem können unbekannte Substanzen, Metabolite oder Transformationsprodukte verantwortlich sein, deren Dioxin-ähnliche Wirkung im YDS-Test bisher noch nicht untersucht worden ist. Eine emissionsorientierte Untersuchung entlang des Gewässers, Stichprobenuntersuchung bei potentiellen Direkteinleitern oder eine Non-Target-Analytik bzw. eine Biotestuntersuchung von Fraktionen könnten mehr Aufschluss über die verursachenden Substanzen geben.

Parthe-4

Die Gewässerprobe Parthe-4 zeigte ein erhöhtes östrogenes ($9,1 \pm 0,7 \text{ ng/L}$ E-EQ; YES) und ein moderates Dioxin-ähnliches Potential ($4,5 \pm 2,0 \mu\text{g/L}$ β -NF-EQ; YDS). Außerdem konnte eine erhöhte Mikrokernrate in allen 3 verwendeten Verdünnungsstufen des Extraktes und damit folglich ein hohes gentoxisches Potential festgestellt werden.

Im Prüfbericht der BfUL fällt die Gewässerprobe durch eine verminderte Sauerstoffsättigung von 76 % auf. Arzneistoffe wurden hauptsächlich im unteren bis mittleren ng/L-Bereich nachgewiesen. Industriechemikalien wie Benzotriazol ($2,2 \mu\text{g/L}$) wurden nachgewiesen sowie einige Pflanzenschutzmittel im unteren bis mittleren ng/L Bereich. Ein breites Spektrum an anderen Substanzen wie PCBs, HCH, DDE/DDD/DDT wurde untersucht, bei denen kein oder ein sehr geringer Nachweis festgestellt wurde. Die Weichmacher DEHP und BPA wurden im unteren ng/L-Bereich bestimmt und können zum erhöhten östrogenen Potential beitragen. Alkylphenole wurden nicht nachgewiesen, östrogene Hormone wurden nicht gemessen. TMDD wurde im mittleren ng/L-Bereich nachgewiesen und könnte zum gentoxischen Potential beigetragen haben. Außerdem wurden verschiedene PAKs im unteren ng/L-Bereich nachgewiesen, denen teilweise auch eine gentoxische Wirkung zugeschrieben wird.

Alte Luppe

In der Gewässerprobe Alte Luppe wurde erhöhtes östrogenes ($17,0 \pm 0,9$ ng/L E-EQ; YES) und moderates Dioxin-ähnliches Potential ($3,3 \pm 1,2$ µg/L β -NF-EQ; YDS) festgestellt. Zusätzlich konnte noch ein moderates gentoxisches Potential in der Probe nachgewiesen werden.

Im BfUL Prüfbericht wurden Röntgenkontrastmittel im mittleren ng/L-Bereich nachgewiesen. Arzneimittel wurden nur in sehr geringen Konzentrationen nachgewiesen. Konzentrationen von den Pflanzenschutzmitteln bzw. deren Abbauprodukte Metolachlorsulfonsäure, Metazachlorsulfonsäure, N,N-Dimethylsulfamid wurden im mittleren ng/L Bereich nachgewiesen, während andere Pflanzenschutzmittel nicht oder nur in geringen Konzentrationen nachgewiesen wurden. Ein breites Spektrum an anderen Substanzen wie PCBs, HCH, DDE/DDD/DDT wurde untersucht, bei denen kein oder nur ein sehr geringer Nachweis festgestellt wurde. TMDD wurde mit einer Konzentration von 160 ng/L nachgewiesen und könnte zum moderaten gentoxischen Potential beigetragen haben. Die östrogen wirksamen Substanzen 4-Nonylphenol und BPA wurden in der Probe nachgewiesen und können zum erhöhten östrogenen Potential beigetragen haben. Östrogene Hormone wurden nicht untersucht. Diverse PAKs wurden in geringen Konzentrationen nachgewiesen und könnten das festgestellte moderate Dioxin-ähnliche sowie moderate gentoxische Potential ausgelöst haben.

Referenzgewässer Wolfsbach

Die Gewässerprobe Wolfsbach wurde als Referenzgewässer für ein effektbasiertes Monitoring ausgewählt, da in der untersuchten Probe vom 29.10.2018 kein Nachweis an hormoneller, Dioxin-ähnlicher oder mutagener Wirkung erfolgte. Bei der Untersuchung der Gentoxizität war keine Bewertung möglich (siehe Kap. 3).

Laut Prüfbericht der BfUL hatte die Gewässerprobe bspw. eine Sauerstoffsättigung von 100 % und eine Leitfähigkeit von 262 µS/cm (20 °C). Spurenstoffe wie Arzneimittel wurden nicht untersucht. Die angewendeten Biotests zeigten keinen Nachweis von Wirkpotentialen (Gentoxizität wurde nicht bewertet).

Im Vergleich zu allen bisher untersuchten Gewässerproben zeigte sich der Wolfsbach besonders geeignet als Referenzgewässer innerhalb eines effektbasierten Monitorings in Oberflächengewässern. Bei der Untersuchung dieser Gewässerprobe konnte selbst ein Dioxin-ähnliches Potential nicht nachgewiesen werden, welches in allen anderen Gewässern identifiziert wurde. Eine Erweiterung der chemischen Analyse scheint demzufolge auch nicht notwendig – dieses Gewässer ist damit ein Beispiel für einen Fluss in gutem chemischem Zustand laut WRRL.

5 Schlussfolgerungen aus dem Herbstmonitoring 2018

Mit Hilfe eines effektbasierten Monitorings lassen sich Gewässer mit Verschmutzung durch hormonaktive, Dioxin-ähnliche, mutagene und genotoxische Substanzen identifizieren. Durch die Anreicherung der Gewässerproben über Festphasenextraktion gelangt man in die Wirkungsbereiche der jeweiligen Biotests und kann summarisch Wirkpotentiale erkennen, wenn Einzelsubstanzen (inklusive Metabolite und Transformationsprodukte) noch nicht im chemischen Monitoring überwacht werden bzw. die Methodik Schwierigkeiten aufzeigt (Hormondetektion, Isomerengemische, physiko-chemische Eigenschaften wie Instabilität, Adsorption oder Rücktransformation).

Neben der Erfassung von unbekanntem Einzelsubstanzen, Metaboliten oder Transformationsprodukten kann ein summarisches Wirkpotential auch die additive oder synergistische Toxizität von Substanzgemischen aufdecken. Im Umkehrschluss kann ein EBM dem chemischen Monitoring Hinweise liefern, um welche Substanzgruppen bzw. Analytikmethoden bestimmte Gewässerstellen erweitert oder auch, um welche sie reduziert werden könnten. Gerade bei der Suche nach Verursachern/Emissionsquellen kann ein durch EBM identifiziertes Gewässer unterstützende Hinweise für das chemische Monitoring liefern, welche Substanzen bzw. Substanzgruppen von welchen Verursachern eingeleitet worden sind. Dies wird vor allem beim Biotest zur Erfassung östrogenen Wirkpotentiale (YES-Test seit August 2018 als ISO verfügbar) deutlich, da es sich um einen hoch sensitiven Biotest (LOQ < 3 ng/L E-EQ) handelt, der vor allem die Hormone Östron (E1), Östriol (E3) und 17 β -Östradiol (E2) sowie 17 α Ethinylöstradiol (EE2, Arzneistoff) erfasst, die als Quelle auf häusliches/kommunales Abwasser verweisen. Gerade bei E1, E2 und EE2, die auf der EU Watch List (2018) verankert sind, bestehen deutliche Schwierigkeiten bei der chemischen Analytik (schneller Zerfall in der Probe, UQN im pg-Bereich). Des Weiteren ist auch bekannt, dass andere Substanzen wie die regulierten Industriechemikalien und Xenoestrogene Nonylphenole und Octylphenole (Isomerengemische, bioakkumulierend) zum östrogenen Wirkpotential beitragen. Deshalb wird explizit für die Erfassung östrogen wirksamer Substanzen (östrogene endokrine Disruptoren) die Einbettung des YES-Tests (oder vergleichbarer Tests zur Erfassung der Östrogenität, ISO19040-1 bis 3) ins Monitoring empfohlen, um dies nicht zu unterschätzen. Dies ist vor allem wichtig, da verschiedene Studien zeigen, dass östrogen wirksame Substanzen schon im unteren ng/L-Bereich zu adversen Effekten führen. So führten 5 - 6 ng/L EE2 bei Langzeitexposition über mehrere Jahre in kanadischen Versuchsseen zum Kollaps einer Fischpopulation (KIDD et al. 2007) und 1 ng/L EE2 bei Laborexperimenten mit Dickkopf-Elritzen bereits zu reduziertem Befruchtungserfolg und einer Verweiblichung der männlichen Fische (PARROT & BLUNT 2005).

5.1 Strategische Maßnahmen zur Identifizierung der Verschmutzungsquellen für die Gewässer Lampertsbach und Leine-1

- Für die sehr stark belasteten Gewässer Lampertsbach und Leine-1 empfiehlt sich zeitnah abzuklären, woher die toxischen Belastungen stammen. Dafür kann ein zeitlich engmaschigeres effektbasiertes Monitoring durchgeführt werden, um festzustellen, ob es sich um saisonal begrenzte Emissionen oder einen kontinuierlichen Eintrag handelt.
- Es empfiehlt sich weiterhin, eine Probenkampagne über weite Teilabschnitte entlang der Gewässer zum gleichen Zeitpunkt durchzuführen, um die Quelle(n) der Emission festzustellen und – in weiteren Schritten – quellenorientierte Maßnahmen zur Verringerung der Einleitung entwickeln und anwenden zu können.

- Vor allem im Gewässer Leine-1 wird eine Untersuchung der oberhalb der Probenahmestelle befindlichen Direkteinleiter empfohlen (z.B. Wirkweise der Kläranlagen).
- Außerdem empfiehlt sich eine Untersuchung der Durchfluss-Relation von geklärtem Abwasser zum Vorfluter/Oberflächengewässer, um vor allem in Trockenwetterphasen wie dem Sommer 2018 das Risiko einer starken ökotoxischen und chemischen Belastung des Gewässers gering zu halten.

5.2 Hinweise zur Qualitätssteigerung des chemischen und effektbasierten Monitorings

Die zeitliche Differenz zwischen der Probenahme durch die unterschiedlichen Labore und der Zustellung der Proben zum Zentrallabor der BfUL (chemisches Monitoring) bzw. zu unseren Laboren (effektbasiertes Monitoring) betrug aus logistischen Gründen durchschnittlich 1 bis 2 Tage (bei neun Proben 1 Tag, bei dreizehn Proben 2 Tage und bei einer Probe 3 Tage; Tabelle 1). Um generell die Qualität der Untersuchungen des chemischen und effektbasierten Monitorings zu erhöhen, empfiehlt sich nach Möglichkeit, die Untersuchungen möglichst zeitnah nach Probenahme durchzuführen (innerhalb von 24 h). So kann eine Unterschätzung der eingeleiteten Schadstoffe und deren Wirkpotentiale minimiert werden. Vor allem bei weniger stabilen Substanzen wie Hormonen (E1, E2) und Antibiotika (z.B. Penicilline) kann eine verbesserte Einschätzung der Emission und deren Wirkungen im Gewässer erzielt werden.

6 Effektbasiertes Monitoring der identifizierten Oberflächengewässer – Vergleich Frühjahr 2019 und Herbst 2018

In Kapitel 4 sind unter den im Herbstmonitoring 2018 untersuchten 23 sächsischen Gewässern insgesamt 9 Gewässer identifiziert worden, bei denen mit den angewendeten Biotests ein deutlich erhöhtes hormonaktives, mutagenes, gentoxisches und/oder zytotoxisches Potential festgestellt wurde. Die identifizierten Gewässer sowie der als Referenzgewässer vorgeschlagene Wolfsbach, bei dem keine dieser Potentiale nachgewiesen wurden, konnten in einer wiederholten Beprobung einem effektbasierten Monitoring unterzogen werden.

In Tabelle 6 sind 10 Probenahmestellen mit Angaben der Probenahme durch das BfUL oder anderen Laboren und des Probeneingangs an der TUD dargestellt. Zusätzlich zu den bisher untersuchten Gewässern wurde der Münzbach-2 in das Frühjahrsmonitoring aufgenommen.

Die Gewässerproben zum effektbasierten Monitoring gingen im Zeitraum vom 21.03.2019 bis 16.05.2019 im Labor der TUD ein und wurden sofort über Festphasenextraktion (SPE) extrahiert und dann zeitgleich in den jeweiligen Biotests untersucht. Die Proben entstammen den Routineprobenahmen der jeweiligen Labore bzw. der BfUL. Dargestellt sind der Probenahme- sowie der Analysetermin in der TUD. Abbildung 1 zeigt die Lage der Gewässer (Nr.) in Sachsen. Alle Untersuchungen wurden, wie in Kapitel 2 beschrieben, durchgeführt. Auf die Untersuchungen der Proben mit dem Mikrokern-Test wurde in dem ergänzenden Frühjahrsmonitoring aus zeitlichen und finanziellen Gründen verzichtet. Die Hefereportergergen-Tests sowie die Ames-Tests wurden wie im Herbstmonitoring durchgeführt (Kapitel 2.3).

Tabelle 6: Übersicht der 10 Probenahmestellen sächsischer Gewässer, die im Zeitraum März bis Mai 2019 (Frühjahrsmonitoring 2019) untersucht wurden

Nr.	OWK_ID	OWK_NAME	MKZ	Probenahme BfUL	Probeneingang TUD
2	DESN_537346	Mehltheuer Bach	OBF14351	20.03.19	21.03.19
3	DESN_674-3	Lausitzer Neiße-3	OBF16800	19.03.19	21.03.19
6	DESN_538-4	Schwarze Elster-4	OBF26800	23.04.19	25.04.19
10	DESN_54216-2	Münzbach-2	OBF32900	02.04.19	02.04.19
12	DESN_542624	Lampertsbach	OBF35601	15.05.19	16.05.19
18	DESN_54968-1	Leine-1	OBF48311	24.04.19	25.04.19
19	CZXX_OHL_1410	Weißer Elster-1	OBF49500	14.05.19	16.05.19
22	DESN_5668-4	Parthe-4	OBF55400	08.05.19	09.05.19
23	DESN_566922	Alte Luppe	OBF55660	20.03.19	21.03.19
24	DESN_56144_CZ	Wolfsbach	OBF64000	08.04.19	09.04.19

6.1 Hefereportergergen-Tests zur Erfassung endokrin wirksamer Substanzen

Die Hefereportergergen-Tests wurden wie in Kapitel 3.1 beschrieben durchgeführt. Zur Erfassung endokrin wirksamer Substanzen wurden die in der Festphasenextraktion 10.000fach angereicherten Extrakte der Oberflächengewässerproben in den Hefereportergergen-Tests eingesetzt. Durch die standardisierte 500fache Verdünnung der Extrakte im Hefereportergergen-Test durch Kulturmedien wurde letztlich generell eine 20fach angereicherte Frühjahrsprobe analysiert und bewertet wie bereits im Herbstmonitoring. Im Nachfolgenden sind die Ergebnisse des Frühjahrsmonitorings 2019 in einer Graphik mit den Ergebnissen des Herbstmonitorings 2018

dargestellt, da die direkte Vergleichbarkeit aufgrund der selben methodischen Aufarbeitung und Anreicherungsstufe der Proben möglich ist. Die Gewässerprobe Münzbach-2 wurde im Herbstmonitoring 2018 nicht untersucht, Resultate werden deshalb nur vom Frühjahr 2019 dargestellt.

Nachweis östrogenen Wirkpotentiale (YES-Test)

Die Ergebnisse des östrogenen Potentials (YES – Yeast Estrogen Screen; ISO19040-1) in den 20fach angereicherten Gewässerproben sind in Abbildung 11 dargestellt und wie in Kapitel 3.1 durchgeführt worden.

Die Proben Lampertsbach und Leine-1 waren nur in den Herbstproben zytotoxisch, so dass in der gleichen Anreicherungsstufe ihr östrogenes Potential mit den Frühjahrsproben der anderen Gewässerproben vergleichend beurteilt werden kann.

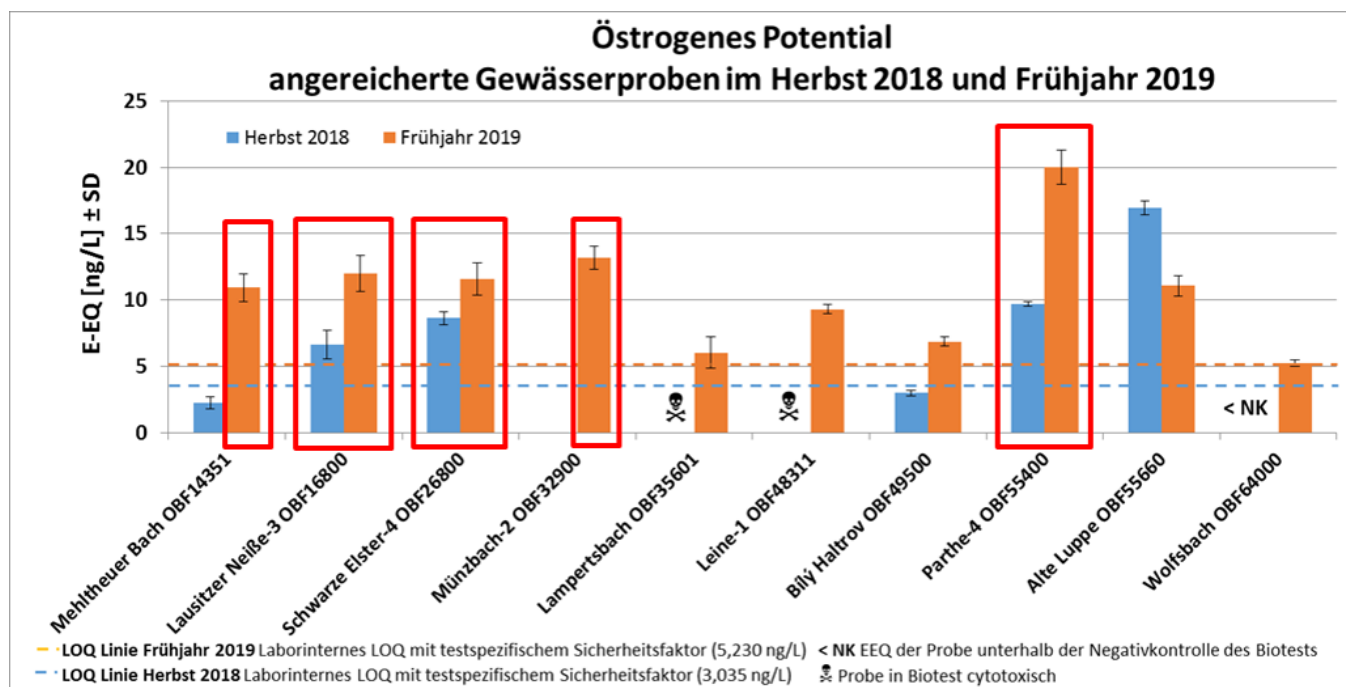


Abbildung 11: Vergleich der Ergebnisse des YES-Tests (östrogenes Potential; E-EQ 17β-Östradiol Äquivalente) der untersuchten Gewässerproben (Extrakte, 20fache Anreicherung) im Herbst 2018 und Frühjahr 2019

Im Wolfsbach konnte im Herbst 2018 kein östrogenes Potential nachgewiesen werden, in der Frühjahrsprobe lag der Nachweis an östrogenem Potential ($5,26 \pm 0,26$ ng/L E-EQ) an der LOQ-Grenze des Tests. Spuren an östrogenen Substanzen ließen sich demzufolge im Wolfsbach in dieser Probe nachweisen. Weiterhin wurde in den Gewässern Lampertsbach, Leine-1 und Bily Haltrov/Weisse Elster ein östrogenes Potential leicht über der Bestimmungsgrenze von $5,23$ ng/L E-EQ (laborinternes LOQ mit testspezifischem Sicherheitsfaktor) nachgewiesen und in der Übersichtstabelle (Tabelle 9) als moderat östrogen eingestuft.

Im Frühjahr 2019 wurde ein deutlich erhöhtes östrogenes Potential in den folgenden Gewässern festgestellt: Mehltheuer Bach ($10,94 \pm 1,03$ ng/L E-EQ), Lausitzer Neiße-3 ($11,97 \pm 1,36$ ng/L E-EQ), Schwarze Elster-4 ($11,6 \pm 1,21$ ng/L E-EQ), Parthe-4 ($20,03 \pm 1,28$ ng/L E-EQ) und Alte Luppe ($11,07 \pm 0,78$ ng/L E-EQ). Der erstmalig im effektbasierten Monitoring untersuchte Münzbach-2 zeigte ebenfalls ein deutlich erhöhtes östrogenes Potential von $13,18 \pm 0,87$ ng/L E-EQ.

Im Vergleich zum Herbstmonitoring 2018 zeigte sich, dass in den im Frühjahr 2019 erneut untersuchten Gewässern ein höheres östrogenes Potential nachgewiesen wurde, mit Ausnahme des Gewässers Alte

Luppe (Abbildung 10). Eine mögliche Ursache dafür könnte der Hochsommer 2018 sein, der von Niedrigwasserständen und hohen Wassertemperaturen gekennzeichnet war.

Für ein hohes östrogenes Potential im aquatischen Bereich werden hauptsächlich die Hormone Östron (E1), Östriol (E3) und 17 β -Östradiol (E2) sowie 17 α -Ethinylöstradiol (EE2, Arzneistoff) verantwortlich gemacht. Diese Substanzen binden bereits in geringen Konzentrationen an dem im YES-Test verwendeten humanen Östrogen-Rezeptor und werden deshalb als hoch potente endokrine Disruptoren eingestuft. Dies spiegelt sich auch in der niedrigen jahresdurchschnittlichen Umweltqualitätsnorm (JD UQN) für E2 bei 0,4 ng/L und für EE2 bei 0,035 ng/L wider. Hormone haben eine geringe Halbwertszeit von wenigen Tagen und sind weniger stabil bei höheren Wassertemperaturen. Auch andere östrogen aktive Substanzen wie Industriechemikalien (DEHP, BPA, 4-NP) könnten bei steigenden Wassertemperaturen einer geringeren Stabilität unterliegen.

Die Probenahme der Herbstuntersuchung lag im Zeitraum 28.8. – 29.10.2018 und schloss in großen Teilen den Hochsommer 2018 mit ein. Im Gewässer Parthe-4 ist das östrogene Potential im Frühjahr 2019 doppelt so hoch wie zur Herbstuntersuchung 2018. Die Weichmacher DEHP und BPA sowie die Industriechemikalie 4-NP (tech) wurden in der Parthe-4 im Herbstmonitoring (28.8.2018 bei 16,6 °C) in den Konzentrationen von 110 ng/L, 10 ng/L und nicht bestimmbar sowie im Frühjahrsmonitoring (8.5.2019 bei 11,1 °C) in den Konzentrationen von 180 ng/L, 68 ng/L und 120 ng/L nachgewiesen. Diese erhöhten Substanzkonzentrationen können zum deutlich höheren östrogenen Potential im Frühjahr 2019 beitragen. Östrogene Hormone wurden zu keinem der beiden Zeitpunkte gemessen. Eine weitere Ursache könnte auch sein, dass die Herbstprobe erst nach 2 Tagen über Festphasenextraktion angereichert wurde, die Frühjahrsprobe jedoch bereits nach einem Tag angereichert werden konnte. Dies kann vor allem bei den Hormonen zu einem Unterschied führen.

Die Tendenz, bei wärmeren Wassertemperaturen und nach längerer Lagerungszeit ein geringeres östrogenes Potential nachzuweisen, zeigte sich auch bei Langzeit-Untersuchungen von verschiedenen Kläranlagenabwässern sowie in Laborexperimenten bei unterschiedlichen Lagerungstemperaturen (Projekt Mikro-Modell Institut für Hydrobiologie). Die Empfehlung, östrogene Potentiale durch ein effektbasiertes Monitoring innerhalb von 24 h nach Probennahme sowie die chemische Analytik von Hormonen (E2, EE2) zeitnah zu untersuchen, wird bereits in Kap. 5.2 beschrieben.

Nachweis anti-östrogener Wirkpotentiale (YAES)

Die Ergebnisse für die Bestimmung der anti-östrogenen Potentiale (YAES – Yeast Anti-Estrogen Screen), die Substanzen mit einer Hemmung des östrogenen Rezeptors bzw. eine anti-östrogene Wirkung im Hefereporter-Test erfassen, werden in Abbildung 12 als Vergleich von Frühjahrsmonitorings 2019 und Herbstmonitoring 2018 dargestellt. Als Positivkontrolle für diesen Hefereporter-Test wurde die Substanz 4-Hydroxytamoxifen (4-OHT; CAS: 68392-35-8; > 70% Reinheit, Z-Isomer; Sigma-Aldrich, Deutschland) verwendet.

Die Gewässerprobe Leine-1 zeigt im Frühjahr 2019 keine wachstumshemmende und damit zytotoxische Wirkung auf die im Test verwendeten Hefezellen bei 20facher Anreicherung festgestellt wie es im Herbst 2018 angezeigt wurde.

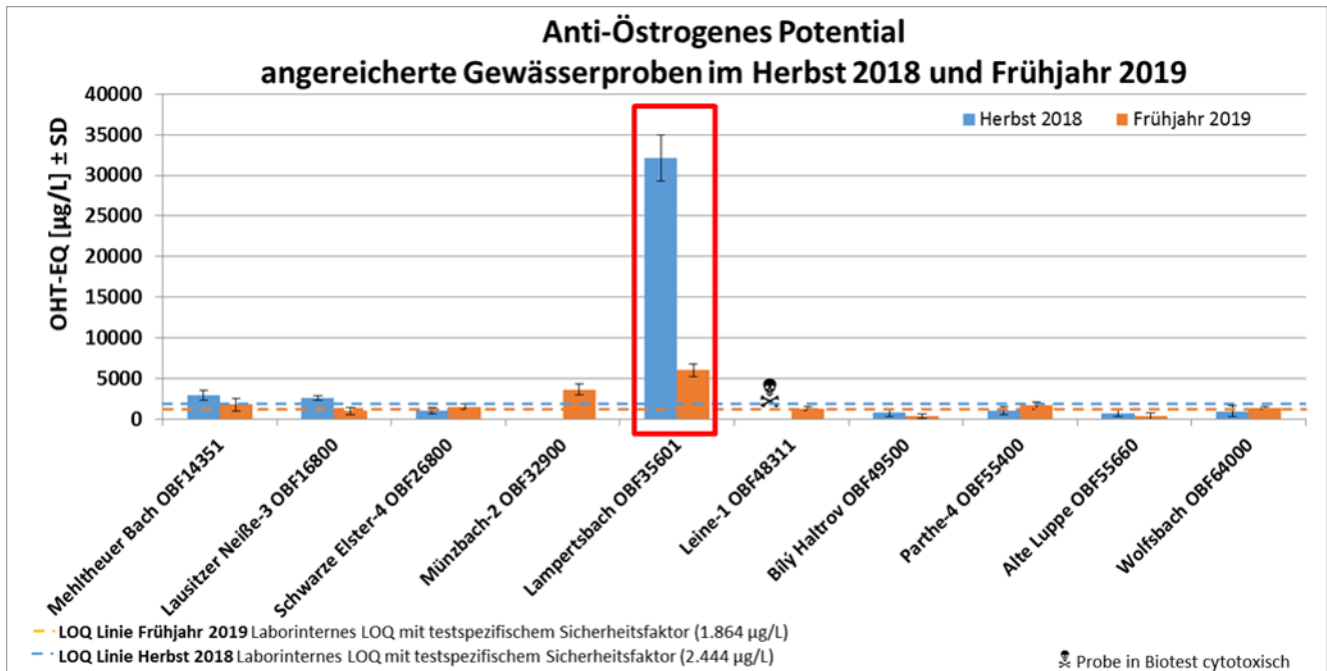


Abbildung 12: Vergleich der Ergebnisse des YES-Tests (östrogenes Potential; E-EQ 17β-Östradiol Äquivalente) der untersuchten Gewässerproben (Extrakte, 20fache Anreicherung) im Herbst 2018 und Frühjahr 2019

Bei einem Großteil der angereicherten Gewässerproben im Frühjahr 2019 (8 von 10) befand sich das anti-östrogene Potential unterhalb oder knapp über der Bestimmungsgrenze von 1.864 µg/L OHT-EQ (laborinternes LOQ mit testspezifischem Sicherheitsfaktor). Im Münzbach-2 wurde mit 3.633 ± 685 µg/L OHT-EQ ein moderates anti-östrogens Potential festgestellt (Tabelle 9) – dieses Gewässer wurde im Herbst 2018 nicht untersucht.

Die Gewässerprobe Lampertsbach zeigte im Frühjahr 2019 erneut ein deutlich erhöhtes anti-östrogenes Potential mit einem Nachweis von 5.993 ± 776 µg/L OHT-EQ. Im Vergleich zum Herbstmonitoring 2018 (32.120 ± 2.875 µg/L OHT-EQ) ist das anti-östrogenes Potential im Frühjahr 2019 5fach niedriger.

Deutliche Konzentrationsunterschiede zeigten sich in den Prüfberichten der BfUL bei der Industriechemikalie 2,4,7,9-Tetramethyl-5-decin-4,7-diol (TMDD), die im Herbst 2018 mit 3.300 ng/L (20.09.18 bei 22,0 °C) und im Frühjahr 2019 mit 140 ng/L (15.05.19 8,6 °C) nachgewiesen wurde. In Studien konnte bisher die zytotoxische als auch gentoxische Wirkung gezeigt werden (VINCZE et al. 2014). Im Herbst 2018 wurde 4-Octylphenol mit 14 ng/L nachgewiesen, im Frühjahr 2019 konnte diese als auch andere Alkylphenole nicht nachgewiesen werden. 4-Octylphenol und 4-Nonylphenol (tech) wurden im Lampertsbach stellenweise in mittleren ng/L-Bereichen nachgewiesen (z.B. 01.12.2016 bei 260 ng/L 4OP und 96 ng/L 4-NP (tech)). Dieser Substanzgruppe wird eine hohe anti-östrogene Wirkung zugesprochen. Andere Substanzen mit anti-östrogener Wirkung sind 4-Hydroxytamoxifen (Wirkstoff bspw. eingesetzt als Kontrazeptivum aber auch in der Brustkrebstherapie) oder 2,3,7,8,-TCDD, die bisher nicht analysiert wurden. Da der Lampertsbach generell durch einen geringen Nachweis an Arzneistoffen und viel mehr durch ein erhöhtes Aufkommen an Industriechemikalien gekennzeichnet ist (Kap. 4.2), wird neben der Analyse von Alkylphenolen die Analyse von 2,3,7,8,-TCDD empfohlen.

Nachweis androgener Wirkpotentiale (YAS)

Die Ergebnisse des Frühjahrsmonitorings 2019 für die Bestimmung der androgenen Potentiale (YAS – Yeast Androgen Screen), die Substanzen mit einer Aktivierung des androgenen Rezeptors im Hefereporter-Gen-Test erfassen, sind in **Abbildung 13** dargestellt.

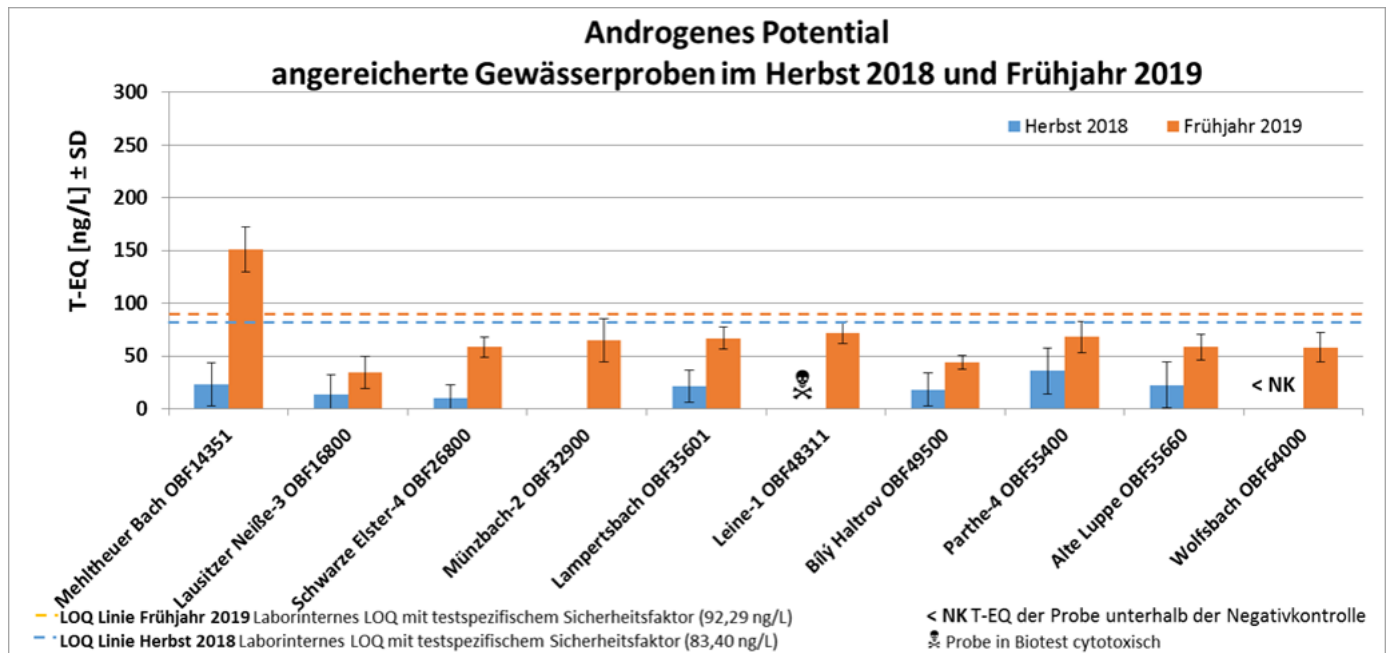


Abbildung 13: Ergebnisse des YAS-Tests (androgenes Potential; T-EQ Testosteron-Äquivalente) der untersuchten Gewässerproben (Extrakte, 20fache Anreicherung) im Herbst 2018 und Frühjahr 2019

Die Gewässerprobe Leine-1 zeigte keine wachstumshemmende und damit zytotoxische Wirkung auf die im Test verwendeten Hefezellen bei 20facher Anreicherung, wie es im Herbstmonitoring 2018 der Fall war.

Generell wurde im Frühjahr 2019 wiederum in den Gewässerproben kein Nachweis bzw. keine Quantifizierung von androgen wirksamen Substanzen erbracht.

Eine Ausnahme stellte der Mehltheuer Bach dar, bei dem im Frühjahr 2019 ein moderates androgenes Potential von $150,7 \pm 21,3$ ng/L T-EQ festgestellt wurde (Tabelle 9). D.h. androgen wirksame Substanzen wie Testosteron oder Hexachlorbenzol könnten in geringem Maße in der Probe enthalten gewesen sein. Hexachlorbenzol konnte bisher allerdings nicht nachgewiesen werden (Daten aus iDA Umweltportal Sachsen, Analysen seit 2000).

Nachweis anti-androgener Wirkpotentiale (YAAS)

Die Ergebnisse des Frühjahrsmonitorings 2019 für die Bestimmung der anti-androgenen Potentiale (YAS – Yeast Androgen Screen) im Vergleich zum Herbstmonitoring 2018 sind in **Abbildung 14** dargestellt.

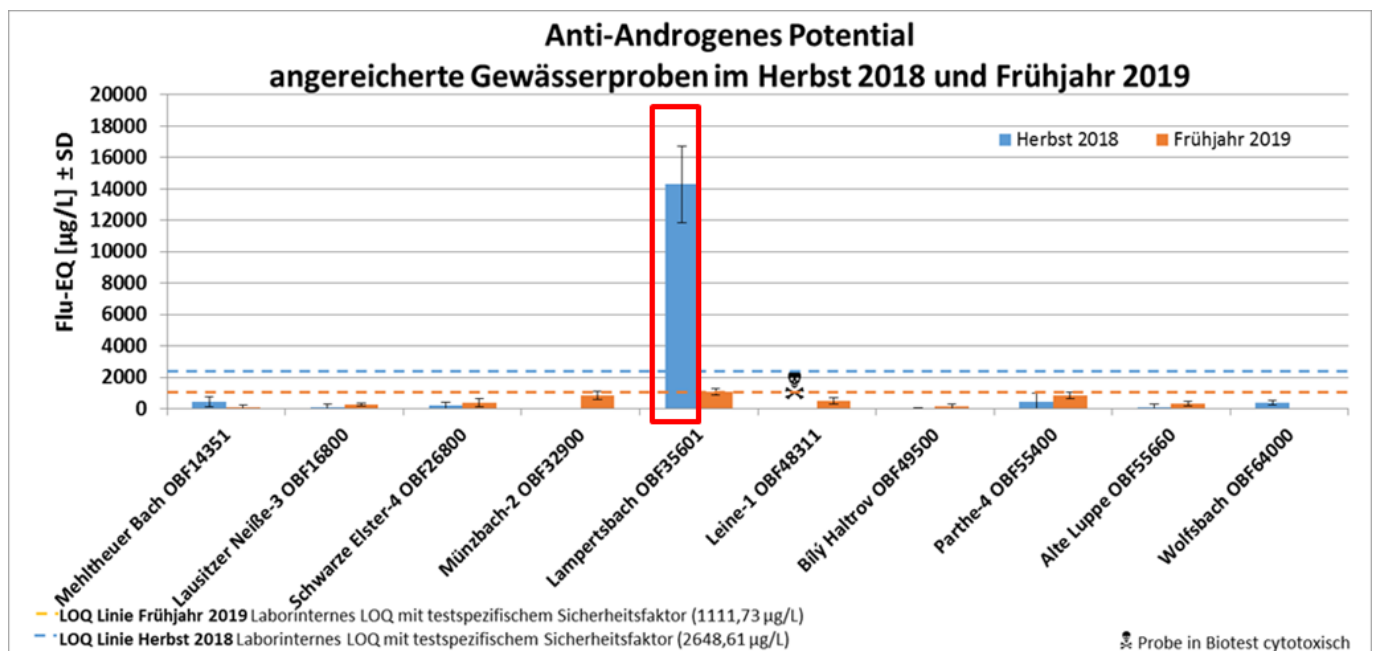


Abbildung 14: Ergebnisse des YAAS-Tests (anti-androgenes Potential; Flutamid-Äquivalente) der untersuchten Gewässerproben (Extrakte, 20fache Anreicherung) im Herbst 2018 und Frühjahr 2019

Die Gewässerprobe Leine-1 zeigte keine wachstumshemmende und damit zytotoxische Wirkung auf die im Test verwendeten Hefezellen bei 20facher Anreicherung wie es im Herbst 2018 der Fall war.

Generell lag bei allen im Frühjahr 2019 untersuchten Gewässerproben das anti-androgene Potential unterhalb des laborinternen LOQ, so dass keine Quantifizierung von anti-androgen wirkenden Substanzen wie p,p'-DDE oder DDT über der Wirkschwelle des YAAS-Test vorlagen.

Eine Ausnahme stellt der Lampertsbach im Herbst 2018 dar, wo ein stark erhöhtes anti-androgenes Potential von $14.280 \pm 2.435 \mu\text{g/L}$ Flu-EQ nachgewiesen wurde, welches damit das anti-androgene Potential aller untersuchten Gewässerproben um das 10fache übersteigt. Substanzen wie p,p'-DDE oder DDT, aber auch Hexachlorbenzen oder das Zytostatikum Flutamid (zur Behandlung von Prostatakarzinomen) führen zu einer anti-androgen Wirkung im YAAS-Test. p,p'-DDT konnte wiederholt im Lampertsbach laut den Daten aus dem iDA Umweltportal Sachsen nachgewiesen werden (01.12.2016 14 ng/L, 06.05.2015 33 ng/L). p,p'-DDE und p,p'-DDT wurden auch an Partikeln $< 0,63 \text{ mm}$ bzw. $< 2 \text{ mm}$ im unteren $\mu\text{g/kg}$ -Bereich wiederholt nachgewiesen (iDA Umweltportal Sachsen).

Nachweis Dioxin-ähnlicher Wirkpotentiale (YDS)

Die Bestimmung der Dioxin-ähnlichen Potentiale (YDS – Yeast Dioxin-like Screen) der 20fach angereicherten Gewässerproben aus dem Frühjahrsmonitoring 2019 sind in Abbildung 15 vergleichend mit den Ergebnissen vom Herbst 2018 dargestellt.

Die Probe Lampertsbach ist im Frühjahr 2019 bei einer 20fachen Anreicherung wie bereits in der Untersuchung im Herbst 2018 im YDS-Test zytotoxisch.

Im Wolfsbach wurde im Herbst 2018 kein Nachweis an Dioxin-ähnlichem Potential erbracht, in der Frühjahrsprobe 2019 wurde ein moderates Dioxin-ähnliches Potential von $2,162 \pm 0,466 \mu\text{g/L}$ β -NF-EQ nachgewiesen.

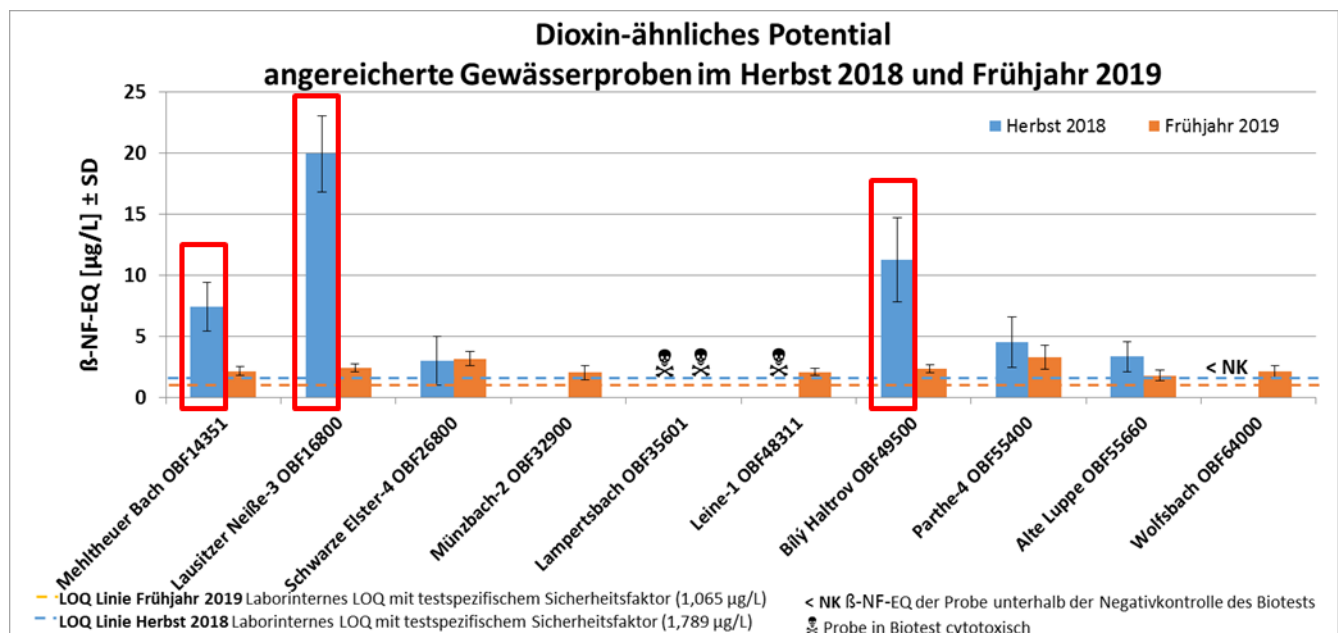


Abbildung 15: Vergleich der Ergebnisse des YDS-Tests (Dioxin-ähnliches Potential; β -Naphthoflavon-Äquivalent) der untersuchten Gewässerproben (Extrakte, 20fache Anreicherung) im Herbst 2018 und Frühjahr 2019

Insgesamt wurde in den 9 der 10 untersuchten Gewässerproben im Frühjahr 2019 ein moderates Dioxin-ähnliches Potential festgestellt. Im Herbst 2018 wurde in den Gewässern Mehltheuer Bach, Lausitzer Neiße-3 und Bílý Haltrov ein deutlich höheres Dioxin-ähnliches Potential (deutlich höher als der doppelte LOQ-Wert von $1,789 \mu\text{g/L}$) gemessen.

Generell zeigt sich im Vergleich der Herbst- und Frühjahrsuntersuchungen, dass im Herbst 2018 in 3 der 9 untersuchten Gewässer ein sehr hohes Dioxin-ähnliches Potential und in den Frühjahrsuntersuchungen deutlich niedrigere Potentiale festgestellt wurden. Der größte Unterschied wurde im Gewässer Lausitzer Neiße-3 festgestellt, wobei am 11.09.2018 (Wassertemperatur $16,2 \text{ }^\circ\text{C}$) ein Dioxin-ähnliches Potential von $19,96 \pm 3,11 \mu\text{g/L}$ β NF-EQ und am 19.03.2019 (Wassertemperatur $4,7 \text{ }^\circ\text{C}$) ein Dioxin-ähnliches Potential von $2,43 \pm 0,31 \mu\text{g/L}$ β NF EQ festgestellt wurden. In den dazugehörigen Prüfberichten der BfUL wurden diverse PAKs im unteren ng/L Bereich nachgewiesen, die zu einem Dioxin-ähnliche Potential beitragen können.

6.2 Ames-Tests zur Erfassung mutagener Substanzen

Zur Erfassung mutagener Substanzen werden die in der Festphasenextraktion 10.000fach angereicherten Extrakte der Oberflächengewässerproben im Ames-Test eingesetzt und methodisch wie in Kapitel 3.2 beschrieben durchgeführt. Letztlich wurden die Frühjahrsproben 2019 wie bereits auch die Herbstproben 2018 im Ames-Test generell als 5fach angereicherte Gewässerproben analysiert und bewertet, so dass eine Vergleichbarkeit gegeben ist.

Ames-Test TA98 zum Nachweis von Rasterschubmutationen

Die Gewässerprobe Leine-1 war im Herbst 2018 bei 5facher Anreicherung zytotoxisch, in der Frühjahrsuntersuchung 2019 konnte keine Zytotoxizität und auch keine Mutagenität festgestellt werden. Die Gewässerprobe Lampertsbach war im Herbst 2018 bei 5facher Anreicherung mutagen, keine Mutagenität konnte in der Untersuchung im Frühjahr 2019 festgestellt werden.

Alle anderen im Frühjahr 2019 untersuchten Gewässer sowie der Münzbach-2 waren bei 5facher Anreicherung nicht mutagen (Tabelle 7).

Generell zeigt sich im Vergleich mit den Ergebnissen aus dem Herbst 2018, dass Mutagenität mit dem Ames TA98 in Gewässern kaum festgestellt wurde.

Ames-Test TA100 zum Nachweis von Basenpaarsubstitution

Alle im Frühjahr 2019 untersuchten Gewässerproben waren bei einer 5fachen Anreicherung im Ames TA100 nicht zytotoxisch und nicht mutagen. Auch die Gewässerprobe Münzbach-2 zeigte keine Mutagenität.

Generell zeigt sich im Vergleich mit den Ergebnissen aus dem Herbst 2018, dass Rasterschubmutation (Ames TA98) in den untersuchten Gewässern kaum festgestellt wurde (Tabelle 7) und Basenpaar-Substitution (Ames TA100) nicht in den untersuchten Gewässern und ebenso nicht zu unterschiedlichen Jahreszeiten festgestellt werden konnte.

Tabelle 7: Resultate der Ames-Tests TA98 und TA100 bei 5facher Anreicherung der Extrakte im Frühjahr 2019 im Vergleich zu den Herbstuntersuchungen 2018

MKZ	Ames-Test Frühjahr 2019			Vgl. Herbst 2018
	TA98	TA100	Mutagenität	Mutagenität
OBF14351	nicht mutagen	nicht mutagen	nein	nein
OBF16800	nicht mutagen	nicht mutagen	nein	nein
OBF26800	nicht mutagen	nicht mutagen	nein	nein
OBF32900	nicht mutagen	nicht mutagen	nein	nicht untersucht
OBF35601	nicht mutagen	nicht mutagen	nein	ja (TA98)
OBF48311	nicht mutagen	nicht mutagen	nein	zytotoxisch (TA98)
OBF49500	nicht mutagen	nicht mutagen	nein	nein
OBF55400	nicht mutagen	nicht mutagen	nein	nein
OBF55660	nicht mutagen	nicht mutagen	nein	nein
OBF64000	nicht mutagen	nicht mutagen	nein	nein

6.3 Zusammenfassung der Ergebnisse des Frühjahrs 2019 im Vergleich zum Herbst 2018

Generell zeigte sich bei den Untersuchungen des effektbasierten Monitorings im Frühjahr 2019, dass in allen 10 Gewässern moderate oder hohe Wirkpotentiale nachgewiesen wurden. Auch im Wolfsbach, in dem im Herbst 2018 in allen Biotests keine nachweisbare Belastung analysiert wurde, konnten im Frühjahr 2019 moderate Wirkpotentiale nachgewiesen werden (Tabelle 8).

Hohes östrogenes Potential wurde in den meisten Gewässern erneut festgestellt, in denen bereits im Herbst 2018 ein hohes östrogenes Potential nachgewiesen wurde (**Abbildung 11**). Ausnahme ist dabei der Mehltheuer Bach, der nur im Frühjahr 2019 ein hohes östrogenes Potential zeigte. Auch im erstmalig untersuchten Münzbach-2 wurde im Frühjahr 2019 ein hohes östrogenes Potential nachgewiesen.

Hohe anti-östrogenes Potential wurde auch im Frühjahr 2019 nur im Lampertsbach festgestellt, im Vergleich zum Herbst 2018 aber deutlich niedriger (**Abbildung 13**).


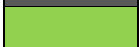


Erstmalig konnte ein androgenes Potential in den untersuchten Gewässern festgestellt werden. Der Mehltheuer Bach zeigte im Frühjahr 2019 ein moderates androgenes Potential, bei allen anderen Gewässern lagen die Werte wieder deutlich unter der Bestimmungsgrenze des Tests (Abbildung 13).

Anti-androgenes Potential konnte im Frühjahr 2019 in keinem der untersuchten Gewässer nachgewiesen werden. Der einzige Nachweis wurde bisher im Lampertsbach im Herbst 2018 analysiert, wo ein deutlich erhöhtes anti-androgenes Potential nachgewiesen werden konnte.

Tabelle 8: Übersichtstabelle zu den Ergebnissen des ergänzenden effektbasierten Monitorings im Frühjahr 2019. Der Mikrokern-Test (MN-Test) wurde im Frühjahr 2019 nicht bestimmt (n.b.)

OWK_NAME	MKZ	Hefereportergergen-Tests (20 fach*) Hormonaktive und Dioxin- ähnliche Potentiale					Ames-Tests (5 fach*) Mutagenität		MN-Test (10 fach*) Gentoxizität
		YES	YAES	YAS	YAAS	YDS	TA98	TA100	MNinv
	OBF14351	Red	Yellow	Yellow	Green	Yellow	Green	Green	n.b.
Lausitzer Neiße-3	OBF16800	Red	Green	Green	Green	Yellow	Green	Green	n.b.
Schwarze Elster-4	OBF26800	Red	Yellow	Green	Green	Yellow	Green	Green	n.b.
Münzbach-2	OBF32900	Red	Green	Green	Green	Yellow	Green	Green	n.b.
Lampertsbach	OBF35601	Yellow	Red	Green	Green	Grey	Green	Green	n.b.
Leine-1	OBF48311	Yellow	Yellow	Green	Green	Yellow	Green	Green	n.b.
Bílý Hltrov/ Weisse Elster	OBF49500	Yellow	Green	Green	Green	Yellow	Green	Green	n.b.
Parthe-4	OBF55400	Red	Yellow	Green	Green	Yellow	Green	Green	n.b.
Alte Luppe	OBF55660	Red	Green	Green	Green	Yellow	Green	Green	n.b.
Wolfsbach	OBF64000	Yellow	Yellow	Green	Green	Yellow	Green	Green	n.b.

Legende:

	zytotoxisch
	< LOQ, nicht nachweisbar
	> LOQ, nachweisbar, moderat belastet
	> LOQ, hoch belastet, mutagen oder gentoxisch

Im Frühjahr 2019 konnte in allen Gewässern ein moderates Dioxin-ähnliches Potential nachgewiesen werden. Nur im Lampertsbach wurde Zytotoxizität bei 20facher Anreicherung festgestellt. Im Herbst 2018 wurde dagegen in 3 Gewässern ein erhöhtes Dioxin-ähnliches Potential festgestellt.

Mutagenität wurde im Frühjahr 2019 in keinem der untersuchten Gewässer festgestellt. Testung auf Gento-
toxizität (Mikrokern-Test) wurde im Frühjahr 2019 nicht durchgeführt.

6.4 Schlussfolgerungen aus dem Vergleich des EBM im Frühjahr 2019 zum Herbst 2018

Generell zeigte sich bei dem effektbasierten Monitoring,

- dass Zytotoxizität in den angewendeten Biotests und den jeweiligen Anreicherungsstufen bei den Gewässern Lampertsbach (in den Hefereportergergen-Tests YES und YDS) und Leine-1 (in den Hefereportergergen-Tests YES, YAES, YAS, YAAS und YDS, im Ames-Test mit TA98 und im Mikrokern-Test) festgestellt wurde,
- dass in den untersuchten Gewässern hauptsächlich östrogene und Dioxin-ähnliche Potentiale (Hefereportergergen-Tests bei 20facher Anreicherung) und die damit nachweisbaren Substanzgruppen vorkommen,
- dass anti-östrogene, androgene und anti-androgene Potentiale (Hefereportergergen-Tests bei 20facher Anreicherung) bisher nur an einzelnen Gewässern wie dem Mehltheuer Bach und dem Lampertsbach nachgewiesen wurden,
- dass Mutagenität (Ames-Tests bei 5facher Anreicherung) bei den bisherigen Untersuchungen auch nur in einzelnen Gewässern nachgewiesen wurde,
- dass Gento-
toxizität (Mikrokern-Test bei 10facher Anreicherung, Untersuchungen nur im Herbst 2018) im moderaten bis deutlich erhöhten Bereich in 6 von 13 untersuchten Gewässern nachgewiesen werden konnte (Tabelle 4) und deshalb Gewässer vermehrt mit gento-
toxischen Substanzen belastet sind.
- Durch die bisherige Datenlage lassen sich saisonale Unterschiede auf Grund von physikochemischen bzw. hydrologischen Parameter vermuten:
 - im Herbstmonitoring (Spätsommer 2018) wurden bei höheren Wassertemperaturen, langen Trockenwetterphasen und Niedrigwasser erhöhte Dioxin-ähnliche Potentiale und geringere Nachweise an östrogenen Potentialen sowie Zytotoxizität in zwei Gewässern festgestellt,
 - im Frühjahrsmonitoring 2019 wurden bei niedrigeren Wassertemperaturen und keiner Trockenwetterphase moderate Dioxin-ähnliche Potential, häufig erhöhte östrogene Potentiale und keine Zytotoxizität festgestellt.

Literaturverzeichnis

- ANTI-Resist Projektnummer 02WRS1272A, BMBF RiSKWa Initiative, 2011-2015, Leitung TU Dresden
Klinische Pharmakologie und Forschungsverbund Public Health Sachsen und Sachsen-Anhalt Prof.
Wilhelm Kirch, Prof. Joachim Fauler (kommissarisch)
- Datenportal iDA Umweltdaten Sachsen: <https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/46037.htm> (08.07.2019)
- ISO 11350:2012 Water quality - Determination of the genotoxicity of water and waste water -
Salmonella/microsome fluctuation test (Ames fluctuation test)
- ISO 19040-1:2018 Water quality - Determination of the estrogenic potential of water and waste water -
Part 1: Yeast estrogen screen (*Saccharomyces cerevisiae*)
- ISO 21427-2:2006 Water quality - Evaluation of genotoxicity by measurement of the induction of
micronuclei (Micronucleus test)
- KIDD KA et al. (2007). Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen.
PNAS 104 (21): 8897-8901
- MikroModell DBU, SMUL, Gelsenwasser AG, 2015-2019, Leitung TU Dresden
Siedlungswasserwirtschaft Prof. Peter Krebs
- OECD 471 Guideline for testing chemicals, section 4: health effects – Bacterial Reverse Mutation Test
(Ames fluctuation test) (1997)
- OECD 487 Guideline for testing chemicals, section 4: health effects – In Vitro Mammalian Cell Micro-
nucleus Test (2012)
- PARROTT JL & BLUNT BR (2005). Life-cycle exposure of fathead minnows (*Pimephales promelas*)
to an ethinylestradiol concentration below 1 ng/L reduces egg fertilization success
and demasculinizes males. *Environmental Toxicology* 20 (2): 131-141.
- Proposal for Effect-Based monitoring and assessment in the Water Framework Directive. Report
to the WG Chemicals on the outcome of the work performed in the subgroup on effect-based
methods (EBMs). Mandate 2016-2018. Draft December 2018
- ROSSMANN J et al. (2014). Simultaneous determination of most prescribed antibiotics in multiple urban
wastewater by SPE-LC-MS/MS. *J Chromatogr B Analyt Technol Biomed Life Sci* 969: 162-170.
- VINCZE K et al. (2014). (Eco)toxicological effects of 2,4,7,9-tetramethyl-5-decyne-4,7-diol (TMDD) in
zebrafish (*Danio rerio*) and permanent fish cell cultures. *Environ Sci Pollut Res* 21 (13): 8233-8241
- Watch list (2018) COMMISSION IMPLEMENTING DECISION (EU) 2018/840 2nd watch list of substances
for Union-wide monitoring in the field of WFD 2008/105/EC and repealing 1st watch list (EU) 2015/495

Anhang

Anlage 1: Elbemonitoring vom 06.11.2017

Im Elbemonitoring wurden Extrakte von Stichproben vom 06.11.2017 in Schmilka, Dresden Albertbrücke, Gohlis, Meißen Altstadtbrücke und Niederlommatsch mit den Hefereportergergen-Tests (20fache Anreicherung) und den Ames-Tests TA98 und TA100 (5fache Anreicherung) untersucht.

Die Ergebnisübersicht ist in **Abbildung 16** dargestellt. Sie zeigt, dass östrogenes Potential (YES-Test) vor allem in Schmilka und Niederlommatsch und Dioxin-ähnliches Potential vor allem in Schmilka, Gohlis und Niederlommatsch nachweisbar war. Anti-östrogenes, androgenes sowie anti-androgenes Potential wurde nicht bzw. nur unterhalb des LOQ des jeweiligen Tests nachgewiesen. Außerdem konnte in allen 5 Elbeprouben kein mutagenes Potential in beiden Ames Tests nachgewiesen werden.

Im Vergleich zu den Ergebnissen des Herbstmonitoring 2018 lassen sich die Effekte in den untersuchten Elbeprouben beim östrogenen sowie Dioxin-ähnlichen Potential als moderat einstufen. Es zeigt sich auch hier, dass vor allem östrogene und Dioxin-ähnliche Wirkpotentiale in den bisher untersuchten sächsischen Gewässern nachgewiesen wurden und die Reduzierung von Schadstoffen mit östrogenen und Dioxin-ähnlicher Wirkung bei der Verbesserung der Gewässerqualität im Fokus stehen.

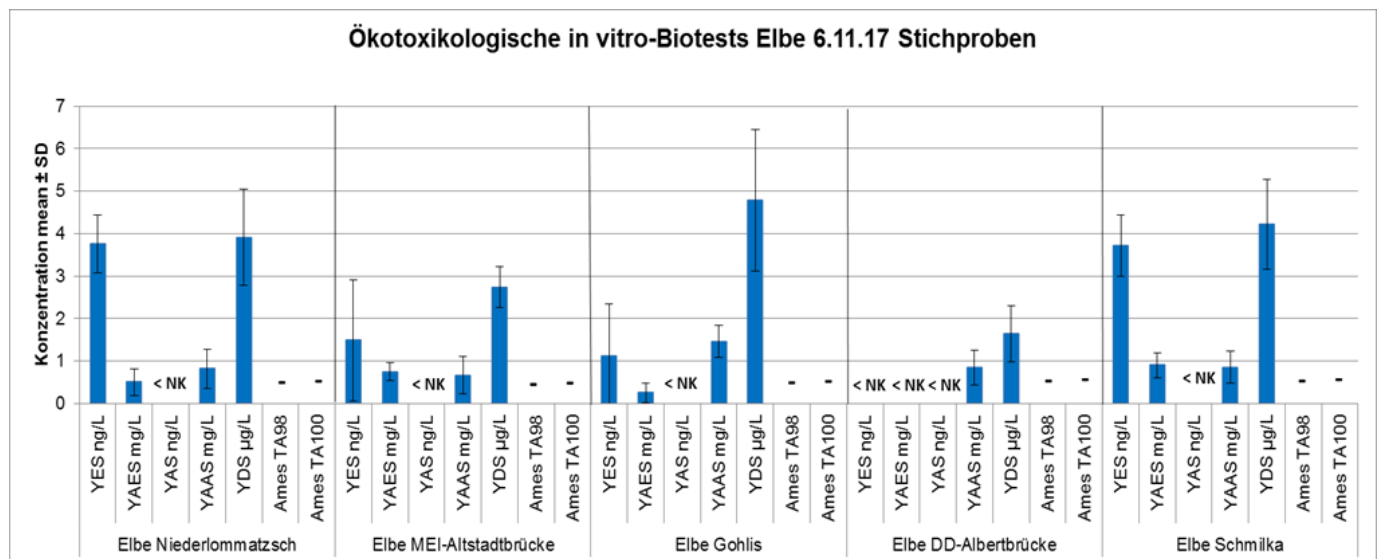


Abbildung 16: Elbemonitoring vom 06.11.2017, Ergebnisse der Heferepotergen-Tests (YES, YAES, YAS, YAAS, YDS) bei 20fach angereicherten Proben und der Ames-Tests TA98 und TA100 bei 5fach angereicherten Proben. Bitte beachten: unterschiedliche Konzentrationseinheiten

Anlage 2: Herbstmonitoring 2018 Leitfähigkeit

Tabelle 9: Herbstmonitoring 2018: Leitfähigkeit bei Probeneingang TUD

OWK_ID	OWK_NAME	MKZ	Probe- nahme BfUL	Proben- eingang TUD	Elektrische Leitfähigkeit Labor TUD [µS/cm]
DESN_537348-1	Keppritzbach-1	OBF13800	11.10.18	12.10.18	1269
DESN_537346	Mehltheuer Bach	OBF14351	25.10.18	26.10.18	955
DESN_674-3	Lausitzer Neiße-3	OBF16800	11.09.18	13.09.18	611
DESN_674-10	Lausitzer Neiße-10	OBF17700	11.09.18	13.09.18	470
DESN_582-4	Spree-4	OBF21400	25.09.18	27.09.18	824
DESN_538-4	Schwarze Elster-4	OBF26800	12.09.18	14.09.18	655
DESN_5384-5	Große Röder-5	OBF30410	09.10.18	10.10.18	685
DESN_53844-2	Kleine Röder-2	OBF30700	09.10.18	10.10.18	398
DESN_542-5	Freiberger Mulde-5	OBF32300	10.10.18	12.10.18	542
DESN_5426-4	Zschopau-4	OBF35350	10.10.18	12.10.18	392
DESN_542624	Lampertsbach	OBF35601	20.09.18	21.09.18	1128
DESN_54268-4	Flöha-2	OBF37300	18.09.18	20.09.18	292
DESN_54-6	Mulde-6	OBF40500	09.10.18	10.10.18	520
DESN_5416-2	Lungwitzbach-2	OBF43000	17.09.18	18.09.18	613
DESN_5418-4	Chemnitz-2	OBF45000	08.10.18	10.10.18	747
DESN_54-7	Mulde-7	OBF47600	09.10.18	10.10.18	578
DESN_54968-1	Leine-1	OBF48311	10.09.18	13.09.18	1636
CZXX_OHL_1410	Bílý Haltrov/Weisse Elster	OBF49500	10.10.18	12.10.18	355
DESN_566-11	Weißer Elster-11	OBF50800	12.09.18	14.09.18	1280

Anlage 3: Frühjahrsmonitoring 2019 Leitfähigkeit

Tabelle 10: Frühjahrsmonitoring 2019: Leitfähigkeit bei Probeneingang TUD

OWK_ID	OWK_NAME	MKZ	Probe nahme BfUL	Proben eingang TUD	Elektrische Leitfähigkeit Labor TUD [μS/cm]
DESN_537346	Mehltheuer Bach	OBF14351	20.03.19	21.03.19	1254
DESN_674-3	Lausitzer Neiße-3	OBF16800	19.03.19	21.03.19	251
DESN_538-4	Schwarze Elster-4	OBF26800	23.04.19	25.04.19	516
DESN_54216-2	Münzbach-2	OBF32900	02.04.19	02.04.19	668
DESN_542624	Lampertsbach	OBF35601	15.05.19	16.05.19	200
DESN_54968-1	Leine-1	OBF48311	24.04.19	25.04.19	1429
CZXX_OHL_1410	Bílý Haltrov/Weisse Elster	OBF49500	14.05.19	16.05.19	278
DESN_5668-4	Parthe-4	OBF55400	08.05.19	09.05.19	986
DESN_566922	Alte Luppe	OBF55660	20.03.19	21.03.19	1184
DESN_56144_CZ	Wolfsbach	OBF64000	08.04.19	09.04.19	160

Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft
und Geologie (LfULG)
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden
Telefon: + 49 351 2612-0
Telefax: + 49 351 2612-1099
E- Mail: lfulg@smul.sachsen.de
www.lfulg.sachsen.de

Autor:

Dr. Dirk Jungmann (Projektleitung)
GWT-TUD GmbH
Freiberger Straße 33
01067 Dresden
Telefon: + 49 162 4378680
E-Mail: dirk.jungmann@tu-dresden.de

Sara Schubert, Jessica Rosolowski
Technische Universität Dresden
Fakultät Umweltwissenschaften
Institut für Hydrobiologie
E-Mail: sara.schubert@tu-dresden.de;
jessica_magdalena.rosolowski@tu-dresden.de

Redaktion:

Sylvia Rohde, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft
und Geologie (LfULG), Referat 44

Fotos:

Sara Schubert, Jessica Rosolowski

Redaktionsschluss:

29.07.2019

Hinweis:

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber
als PDF-Datei unter <https://publikationen.sachsen.de>
heruntergeladen werden.

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen
Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen
Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben.

Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder
Helfern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt
für alle Wahlen. Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf
Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie
das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer
Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe
an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung.

*Täglich für
ein gutes Leben.*

www.lfulg.sachsen.de