

# Gewässerökologisches Gutachten zur Ermittlung der Auswirkungen der Einleitung geklärten Abwassers aus der Kläranlage Simonswald in die Wilde Gutach sowie Ableitung von ökologisch begründeten Ablaufwerten



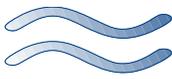
**Abb. 1:** Einleitestelle (im Bild Mitte links) der Kläranlage Simonswald in die Wilde Gutach im August 2014 (Bild: BNÖ).

**Auftraggeber: Gemeinde Simonswald**

Talstraße 12  
79263 Simonswald

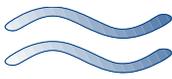
**Gutachter:** Dipl. Biol. Roland Höfer  
Dipl. Biol. Ursula Riedmüller  
Erlenweg 13  
79822 Titisee-Neustadt  
Tel. 07651 – 93 66 64  
Fax 07651 – 93 66 65  
bnoe@gewaesserfragen.de

Titisee im Mai 2015



## Inhalt:

1	Veranlassung und Untersuchungskonzept .....	3
2	Beschreibung des Vorfluters Wilde Gutach und der Probestellen .....	3
3	Untersuchungen der Wirbellosenfauna und Kieselalgenflora .....	5
3.1	Methoden der Untersuchung und Bewertungsgrundlagen .....	5
3.2	Ergebnisse der biologischen Untersuchungen - Tabellenübersicht .....	8
3.3	Taxalisten der Wirbellosenfauna und Kieselalgenflora .....	10
3.4	Diskussion und Fazit zu den biologischen Ergebnissen .....	13
4	Immissionsszenarien für die Einleitung von geklärtem Abwasser aus der Kläranlage Simonswald in die Wilde Gutach.....	18
4.1	Datenhintergrund und Gestaltungsaspekte .....	18
4.2	Betrachtete Stoffe: Schadwirkungen und Grenzwerte .....	24
4.2.1	Ammonium / Ammoniak.....	24
4.2.2	Nitrit .....	25
4.2.3	Nitrat.....	26
4.2.4	Orthophosphat und Gesamtphosphor .....	26
4.2.5	Biochemischer und Chemischer Sauerstoffbedarf (BSB <sub>5</sub> und CSB).....	26
4.3	Ergebnisse und Bewertungen .....	27
4.3.1	Ammonium / Ammoniak.....	27
4.3.2	Nitrit .....	32
4.3.3	Nitrat.....	35
4.3.4	Orthophosphat und Gesamtphosphor .....	36
4.3.5	Biochemischer und Chemischer Sauerstoffbedarf (BSB <sub>5</sub> und CSB).....	39
5	Zusammenfassung und Empfehlungen .....	41
5.1	Veranlassung, Untersuchungskonzept, Methoden, Datenhintergrund.....	41
5.2	Ergebnisse der biologischen Untersuchungen .....	42
5.3	Ergebnisse der szenarienbasierten Immissionsbetrachtungen.....	42
6	Glossar .....	45
7	Literatur.....	46
7.1	Allgemeine Literatur .....	46
7.2	Bestimmungsliteratur .....	47
8	Anhang 1: Fotodokumentation der biologischen Probestellen .....	49
9	Anhang 2: Messwerte physikalisch-chemischer Parameter (Sondenmessungen).....	50
10	Anhang 3: Lage der Monitoring-Messstellen der LUBW in der Wilden Gutach.....	50



## 1 Veranlassung und Untersuchungskonzept

Die Kläranlage Simonswald leitet geklärtes Abwasser in die Wilde Gutach ein. Es soll geprüft werden, ob die bestehende Einleitesituation aus gewässerökologischer Sicht verträglich ist bzw. welche Ablaufwerte der Kläranlage für verschiedene Parameter aus gewässerökologischer Sicht angemessen sind. Damit soll auch geklärt werden, ob weitergehende Anforderungen an die Kläranlageneinleitung (Ablaufwerte) im Sinne § 57 WHG zu stellen sind.

Hintergrund ist die anstehende Erneuerung der Einleitenehmigung für die Kläranlage.

Die Prüfung dieser Fragestellung erfolgt

- biologisch durch Untersuchung der Wirbellosenfauna (Makrozoobenthos) und der Kieselalgenflora (benthische Diatomeen) der Gewässersohle sowie
- chemisch-physikalisch durch Betrachtung der Emissions- und Immissionssituation mithilfe Szenarien-basierter Verdünnungsrechnungen.

Die Untersuchung der Wirbellosen der Gewässersohle dient insbesondere der Ermittlung des Saprobienindex und der Allgemeinen Degradation nach EG-WRRL. Die Untersuchung der Kieselalgen soll stoffliche Defizite aufzeigen. Im vorliegenden Fall steht die Indikation von Nährstoffeinträgen im Vordergrund.

**Angaben für Ammonium, Ammoniak, Nitrat und Nitrit beziehen sich auf  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NH}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  und  $\text{NO}_2\text{-N}$ , sowie Angaben für Orthophosphat und Gesamtphosphor auf Phosphor, sofern nicht abweichend vermerkt.**

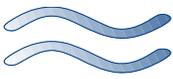
## 2 Beschreibung des Vorfluters Wilde Gutach und der Probestellen

Die typologische und hydrologische Beschreibung des untersuchten Abschnitts des Vorfluters Wilde Gutach ist der Tabelle 1 zu entnehmen.

**Tabelle 1:** Typologische und hydrologische Beschreibung des Vorfluters Wilde Gutach im untersuchten Abschnitt. Hydrologische Daten von der Hochwasser-Vorhersage-Zentrale Baden-Württemberg (<http://www.hvz.lubw.baden-wuerttemberg.de/>) für die Pegelstation Simonswald. Fließgewässertyp nach LUBW 2015 gemäß Pottgiesser & Sommerhäuser (2008), Kieselalgentyp nach Schaumburg et al. 2012.

Merkmal	Beschreibung
Hydrologie	MQ 4430 L/s MNQ 790 L/s
Fließgewässerzone	Metarhithral (= Bergbachmittellauf)
Gewässerstruktur (Kurzcharakterisierung)	weitgehend naturnaher Abschnitt, durchgehender bachbegleitender Gehölzsaum mit standortgerechten Baum- und Straucharten, etwas begradigt Linienführung, unterhalb der KA-Einleitung für Fische nicht oder kaum durchwanderbares Querbauwerk
Strömung	vorwiegend turbulente Strömung über rauer Sohle
Fließgewässertyp	Typ 9: silikatischer, fein- bis grobmaterialreicher Mittelgebirgsfluss
Kieselalgentyp	D 7: Fließgewässer des Buntsandsteins und Grundgebirges
Fischgewässertyp	Sa-MR: salmonidengeprägte Gewässer des Metarhithrals

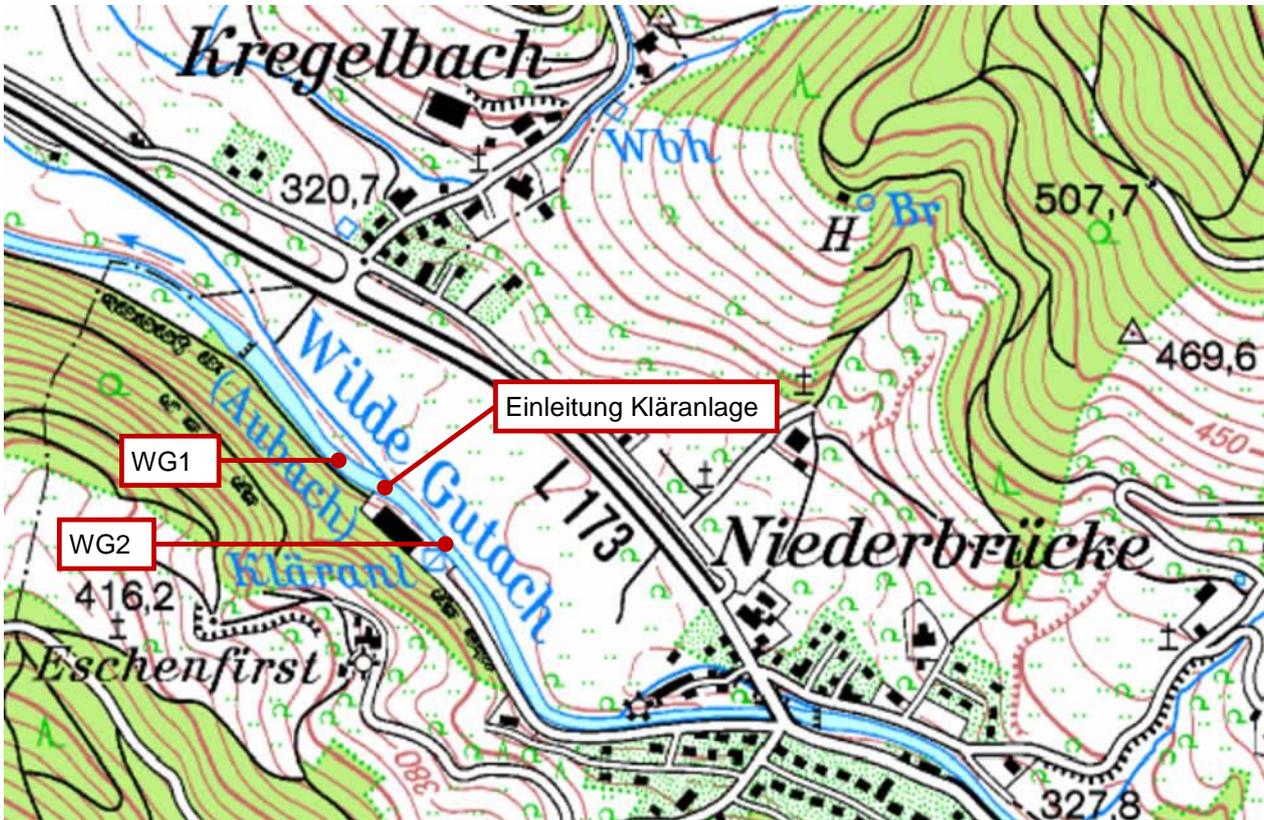
Nach den Angaben in RPF (2009) ist die Wilde Gutach im untersuchten Abschnitt als potenzielles Laichgebiet für Lachse einzustufen.



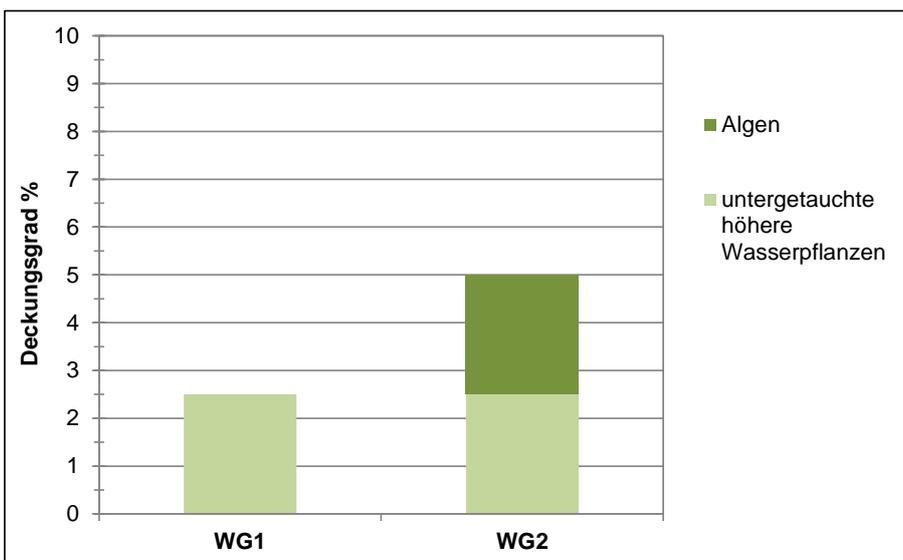
Die Lage der zwei biologischen Probestellen (PS) sowie der Einleitestelle der Kläranlage in der Wilden Gutach (WG) zeigt die Abb. 2.

**WG1:** ca. 70 m oberhalb der Einleitung der KA Simonswald (Referenzprobestelle)

**WG2:** ca. 50 m unterhalb der Einleitung der KA Simonswald



**Abb. 2:** Lage der zwei Probestellen (WG1, WG2) für Makrozoobenthos und benthische Diatomeen sowie der Einleitestelle der Kläranlage Simonswald in der Wilden Gutach. (Kartengrundlage TK 25 des LGL BW 2009)



**Abb. 3:** Pflanzenbedeckung der Gewässersohle an den Probestellen in der Wilden Gutach im August 2014.

Die Bedeckung durch höhere Wasserpflanzen - insbesondere Moose - war mit geschätzten 2,5% an beiden Probestellen sehr gering (Abb. 3). Unterhalb der KA-Einleitung traten vereinzelt Fadenalgen auf, was einen Hinweis auf den Nährstoffeintrag darstellen kann.

Die Gewässersohle besteht im oberen Abschnitt zu über 70% aus Steinen und Blöcken (s. Abb. 4). Im unteren Abschnitt im Unterwasser der Schwelle sind nur noch 40% Steine und Blockwurf (Steinschüttung) vorhanden, dagegen sind die sandigen und kiesigen Anteile mit 60% vertreten.

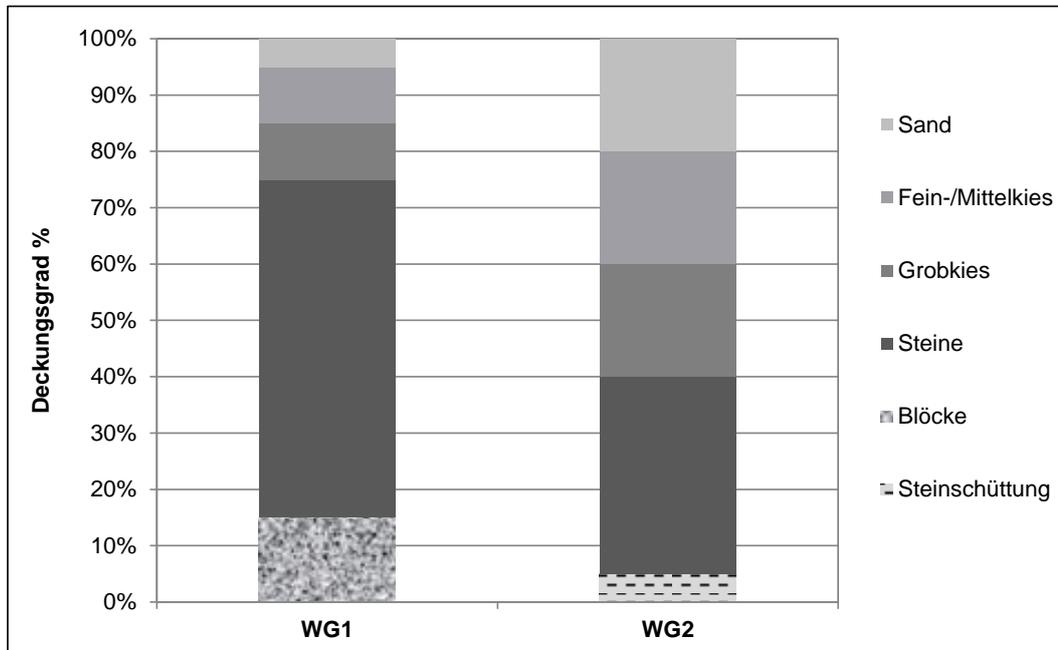


Abb. 4: Substratverhältnisse an den Probestellen in der Wilden Gutach im August 2014.

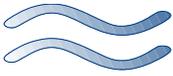
### 3 Untersuchungen der Wirbellosenfauna und Kieselalgenflora

#### 3.1 Methoden der Untersuchung und Bewertungsgrundlagen

Die biologischen Untersuchungen und die parallel durchgeführten Sondenmessungen chemisch-physikalischer Parameter fanden am 22. August 2014 statt. Die Ergebnisse der Sondenmessungen sowie Angaben zu Abfluss und Wetterbedingungen sind Tabelle 39 (Anhang) zu entnehmen.

Die **biologischen Untersuchungen der Wirbellosen der Gewässersohle (Makrozoobenthos)** dienen u.a. der Ermittlung des Saprobienindex und der Allgemeinen Degradation nach EU-WRRL (Meier et al. 2012). Die Beprobung erfolgte nach der AQEM/ STAR-Methode (Meier et al. 2006, [www.fliessgewaesserbewertung.de](http://www.fliessgewaesserbewertung.de)) und berücksichtigt DIN 38410 (2004) sowie Haase & Sundermann (2004). Alle 20 Teilproben wurden im Gelände lebend sortiert. Belegexemplare wurden in Ethanol konserviert und für die Artbestimmung ins Labor mitgenommen. Die Artdetermination erfolgte unter Berücksichtigung der Operationalen Taxaliste von Haase & Sundermann (2004, 2011).

Die ökologische Bewertung mit dem **Saprobienindex** wurde gemäß Asterics/Modul Perloides Version 4.0.4 (Oktober 2014) gewässertypspezifisch durchgeführt (s. Tabelle 2). Ebenso die Bewertung mit dem Modul **Allgemeine Degradation**, in welchem für den Fließgewässertyp 9 vier Metrics berücksichtigt werden. Die typspezifisch gültigen Metrics sind in der Tabelle 4 mit ihren Bewertungszahlen aufgeführt. Eine genaue Beschreibung der Einzelmetrics ist im Glossar in Kap. 6 enthalten.



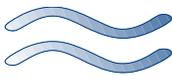
Die Probenahme der **Kieselalgen** (benthische Diatomeen) am 22. August 2014 sowie die Aufbereitung (Präparateherstellung) und mikroskopische Auswertung der Proben erfolgte nach der Verfahrensanleitung in Schaumburg et al. (2012). Die Aus- und Bewertung gemäß WRRL wurde mit dem Phylib-Auswertetool Version 4.1 mit Stand Oktober 2012 durchgeführt.

Bezüglich des bei der Beprobung angetroffenen Besiedlungsbildes der Kieselalgen sind die Aspekte **Wasserführung und Nährstoffsituation (Phosphorkonzentration) im Zeitraum bis zu vier Wochen vor der Probenahme** zu berücksichtigen. Das Probenahmeverfahren (Schaumburg et al. 2012) schreibt eine mehrwöchige Niedrigwasserphase vor der Probenahme vor, was im vorliegenden Fall gegeben war. Dadurch sind Faktoren wie Wassertemperatur und Nährstoffkonzentrationen tendenziell pessimal ausgeprägt, so dass sich ein ggf. vorhandener Negativeinfluss einer Einleitung besonders deutlich abbilden kann bzw. erkennbar wird, welche Beeinträchtigungen unter ungünstigen Bedingungen zu erwarten sind. In diesem Zusammenhang sollen die Emissions- und Immissionsverhältnisse in den Wochen vor der Probenahme betrachtet werden. Auf diese Weise kann eingeschätzt werden, ob durch Schwankungen der Kläranlagenablaufwerte (Volumenstrom und Konzentrationen) möglicherweise besonders günstige oder ungünstige Bedingungen im Vorfluter herrschten. Die Ergebnisse der Kieselalgenuntersuchung lassen sich vor diesem Hintergrund besser interpretieren.

Hierzu werden die Phosphoremissionen der Kläranlage Simonswald im Zeitraum Juli/August 2014 (Quelle: Betriebstagebuch) näher betrachtet, wobei die Ablaufkonzentrationen von Orthophosphat über das gemessene Verhältnis zu Gesamtphosphor errechnet werden (siehe Tabelle 16). Die Ablaufwerte der Kläranlage lagen demnach an den fünf Messterminen in den vier Wochen vor dem Probenahmetermin bei durchschnittlich 1,05 mg/L für Orthophosphat-P. Dies entspricht genau dem Durchschnitt des Jahres 2014. Gleichzeitig war in dieser Zeit der Ablaufvolumenstrom mit 9,6 L/s etwas höher als im Jahresdurchschnitt 2014 (8,3 L/s). Insgesamt ist die Nährstofffracht aus der Kläranlage deshalb als ungefähr durchschnittlich mit Tendenz zu erhöht einzuschätzen.

Im relevanten Zeitraum vor der Probenahme wurden im Vorfluter unterhalb der Kläranlage an zwei Terminen Konzentrationen von Phosphor gemessen (17.7. und 5.8., letzterer Termin parallel beprobt durch Synlab). Mit Werten von 0,065 mg/L bzw. 0,029 und 0,023 mg/L für Orthophosphat-P liegen die Ergebnisse der zwei Termine weit auseinander. Der Mittelwert daraus liegt auf Höhe des Gesamtdurchschnitts von 0,045 mg/L (vgl. Tabelle 18), was angesichts von lediglich zwei Messterminen allerdings keine allzu hohe Aussagekraft besitzt.

Unter Einbeziehung aller dargelegten Fakten und Interpretationen wird davon ausgegangen, dass die Nährstoffsituation im Vorfluter unterhalb der Kläranlageneinleitung in den vier Wochen vor dem Probenahmetermin als normal bis leicht erhöht einzuschätzen ist (für Niedrigwasserverhältnisse). Die trophische Belastung des Vorfluters durch die Kläranlageneinleitung sollte somit durch die Kieselalgenflora zuverlässig indiziert werden.

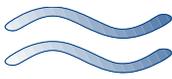


**Tabelle 2:** Grundlagen der biologischen Bewertung mit Makrozoobenthos: Index-Bereiche der Qualitätsklassen für Saprobie und Allgemeine Degradation für den Fließgewässertyp 9 (Meier et al. 2012).

<b>Saprobie Fließgewässertyp 9</b> (Grundzustand 1,45)					
<b>Qualitätsklasse</b>	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
<b>Saprobienindex Typ 9</b>	≤ 1,60	> 1,60 – 2,10	> 2,10 – 2,75	> 2,75 – 3,35	> 3,35
<b>Allgemeine Degradation</b> (gilt für alle Gewässertypen) Bewertungszahlen (von 0 = schlecht bis 1 = sehr gut)					
<b>Qualitätsklasse</b>	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
<b>Bewertungszahl</b>	> 0,8 – 1,0	> 0,6 – 0,8	> 0,4 – 0,6	> 0,2 – 0,4	0,0 – 0,2

**Tabelle 3:** Grundlagen der biologischen Bewertung und Trophieklassifizierung mit Kieselalgen: Index-Bereiche der Qualitätsklassen des Phylib-Verfahrens und des Kieselalgenindex DI-CH, Saprobitätsklassen des Saprobienindex nach Rott et al. (1997) sowie Klassifizierung mit dem Trophieindex nach Schmedtje et al. (1998).

<b>Bewertung mit dem Kieselalgen-Modul des Phylib-Verfahrens für den Kieselalgentyp D 7</b> (Schaumburg et al. 2012)							
<b>Zustandsklasse</b>	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht		
<b>Referenzartensumme %</b>	100 - 76	75 - 51	50 - 26	25 - 1	0		
<b>Trophieindex</b> (Rott et al. 1999)	≤ 2,2	2,3 – 2,8	2,9 – 3,1	3,2 – 3,3	≥ 3,4		
<b>Bewertungszahl gesamt</b>	1,00 - 0,61	0,60 - 0,40	0,39 - 0,24	0,23 - 0,08	0,07 - 0,00		
<b>Bewertung mit dem Schweizer Diatomeen-Index DI-CH</b> (Hürimann & Niederhauser 2007)							
<b>Zustandsklasse</b>	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht		
<b>DI-CH</b>	< 3,49	3,50 – 4,49	4,50 – 5,49	5,50 – 6,49	> 6,50 – 8,00		
<b>Klassifizierung: Saprobitätsklassen</b> (Rott et al. 1997)							
<b>Saprobitätsklasse</b>	oligo	oligo bis beta-meso	beta-meso	beta- bis alpha-meso	alpha-meso	alpha-meso bis poly	poly
<b>Saprobienindex</b>	1,00–1,34	1,35–1,74	1,75–2,14	2,15–2,54	2,55–3,04	3,05–3,44	3,45–4,00
<b>Klassifizierung: Trophieindex</b> (Schmedtje et al. 1998)							
<b>Trophieklasse</b>	oligo	meso	eu	eu bis poly	poly	poly bis hyper	hyper
<b>Trophieindex</b>	1,00–1,24	1,25–1,74	1,75–2,24	2,25–2,74	2,75–3,24	3,25–3,74	3,75–4,00



### 3.2 Ergebnisse der biologischen Untersuchungen - Tabellenübersicht

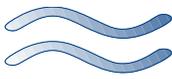
**Tabelle 4:** Ergebnisse der biologischen Bewertung für die zwei Probestellen in der Wilden Gutach im August 2014 mit der **Biokomponente Makrozoobenthos**. Saprobielle Qualität und Allgemeine Degradation mit den Teil-Metrics des Verfahrens, berechnet mit dem Auswertetool Asterics/Modul Perloides Version 4.0.4 (Oktober 2014).

Modul	Kenngroße	WG1	WG2	
	Individuen pro m <sup>2</sup>	505	553	
	Anzahl Taxa	29	36	
Saprobie	Anzahl Indikatortaxa	23	29	
	Summe Häufigkeitsklassen*	49	57	
	Saprobienindex	1,49	1,53	
	Saprobielle Qualitätsklasse	sehr gut	sehr gut	
	Ergebnis ist ...*	gesichert	gesichert	
<b>Fließgewässertyp 9</b> Bewertungszahlen (von 0 = schlecht bis 1 = sehr gut)				
Allgemeine Degradation	German Fauna Index	1,00	1,00	
	Summe Häufigkeitsklassen*	27	35	
	Metarhithral-Bewohner (% Ind., eingestufte Taxa = 100%)	0,69	0,80	
	Anteil EPT-Taxa (%) (HK)	0,64	0,57	
	Anzahl EPTCBO-Taxa	0,39	0,57	
	<b>Allgemeine Degradation – Gesamtbewertung</b>			
	Bewertungszahl und Qualitätsklasse	0,78	0,82	
	Ergebnis ist ...*	gesichert	gesichert	

HK = Häufigkeits-/Abundanzklassen, Farbgebung gemäß Klassenbildung in Tabelle 2. Erläuterung der Metrics s. Glossar im Kap. 6.

\*Für eine gültige und verlässliche Ermittlung des Saprobienindex und des German Fauna Index muss die Summe der Häufigkeitsklassen größer als 20 sein.

Alle Bewertungen werden vom Auswerteprogramm als gesichert ausgegeben.



**Tabelle 5:** Ergebnisse der biologischen Bewertung mit **Kieselalgen** der Gewässersohle für die Probestellen in der Wilden Gutach im August 2014.

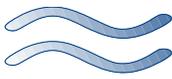
	Kenngröße	WG1	WG2
Klassifizierung und Bewertung mit Kieselalgen	Anzahl Kieselalgentaxa	26	24
	<b>Bewertung mit Kieselalgen</b>		
	<b>DI-CH/Schweizer Kieselalgenindex</b> (Hürlimann & Niederhauser 2007)	4,03	4,37
	<b>Phylib Einzelmetrics und Gesamtergebnis als Typ D 7</b> (Schaumburg et al. 2012)		
	Referenzartensumme %	65	50
	<b>Trophieindex</b> (Rott et al. 1999)	2,65	2,57
	<b>Phylib Kieselalgenindex gesamt</b>	0,50 gut	0,44 (gut)
	<b>Ergebnis ist ...</b>	gesichert	nicht gesichert
	<i>Kriterium "nicht gesichert"</i> *		<i>über 5% aerophile Arten</i>
	<b>Saprobie- und Trophie-Klassifizierungen</b>		
	<b>Saprobienindex</b> (Rott et al. 1997)	1,67 oligo- bis beta-mesosaprob	1,77 beta-mesosaprob
	<b>Trophieindex</b> (Schmedtje et al. 1998)	1,95 eutroph	2,06 eutroph

Farbgebung gemäß Klassenbildung in Tabelle 3.

\*aerophile Taxa sind "luftliebende" Arten. Kommen diese in mehr als 5% der Individuen vor, so gibt das Hinweise auf eine Beprobung von Steinen, die während der Besiedlungszeit nicht permanent überspült waren.

### Bedingungen im Gewässer in den Wochen vor sowie zur Zeit der Probenahme:

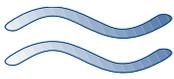
Die Probenahme war während einer Niedrigwasserphase in der Wilden Gutach durchgeführt worden, die auf eine vielwöchige Phase starker Wasserführung folgte. Es ist deshalb anzunehmen, dass die beprobten, zum Zeitpunkt der Probenahme überflossenen Steine in den Wochen zuvor ebenfalls vom Wasser benetzt gewesen waren. Aus diesem Grund werden die Ergebnisse der biologischen Bewertung mit Kieselalgen trotz ihrer Einstufung "nicht gesichert" (für die PS WG2) als plausibel betrachtet.



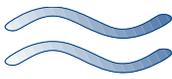
### 3.3 Taxalisten der Wirbellosenfauna und Kieselalgenflora

**Tabelle 6:** Taxaliste und Individuenzahlen (Ind. pro 1,25 m<sup>2</sup>) der Wirbellosenfauna an den Probestellen in der Wilden Gutach im August 2014.

Taxon	Probestelle	Wilde Gutach 1	Wilde Gutach 2
<b>Egel:</b>			
<i>Dina lineata</i>			1
<b>Eintagsfliegen:</b>			
<i>Baetis alpinus</i>			10
<i>Baetis lutheri</i>			10
<i>Baetis muticus</i>		24	5
<i>Baetis rhodani</i>		231	285
<i>Ecdyonurus venosus-Gr.</i>		8	3
<i>Epeorus assimilis</i>		2	6
<i>Serratella ignita</i>		97	65
<b>Fische:</b>			
<i>Cottus gobio</i> (Groppe)		1	
<b>Käfer:</b>			
<i>Elmis maugetii</i>		29	39
<i>Esolus parallelepipedus</i>		24	7
<i>Hydraena dentipes</i>			2
<i>Hydraena gracilis</i>		2	11
<i>Hydraena riparia</i>		1	
<i>Hydraena truncata</i>			5
<i>Limnius perrisi</i>		5	2
<i>Limnius volckmari</i>			2
<b>Köcherfliegen:</b>			
<i>Anomalopterygella chauviniana</i>		2	
<i>Glossosoma</i> sp.			1
<i>Hydropsyche dinarica</i>		6	4
<i>Hydropsyche incognita</i>		2	3
<i>Hydropsyche</i> sp.		2	8
<i>Lepidostoma basale</i>			1
<i>Micrasema minimum</i>		5	4
<i>Philopotamus montanus montanus</i>		2	
<i>Rhyacophila dorsalis</i> ssp.		4	10
<i>Sericostoma</i> sp.		5	26
<b>Krebstiere:</b>			
<i>Gammarus fossarum</i>			5



Taxon	Probestelle	Wilde Gutach 1	Wilde Gutach 2
<b>Schnecken:</b>			
<i>Ancylus fluviatilis</i>			2
<b>Steinfliegen:</b>			
<i>Dinocras cephalotes</i>		5	8
<i>Leuctra</i> sp.		4	2
<i>Perla marginata</i>		57	76
<i>Protonemura</i> sp.			3
<b>Strudelwürmer:</b>			
<i>Polycelis felina</i>		2	3
<b>Wassermilben:</b>			
Hydrachnidia Gen. sp.		91	105
<b>Wenigborster/Vielborster:</b>			
<i>Eiseniella tetraedra</i>		7	13
Wenigborster undet.		3	4
<b>Zweiflügler:</b>			
<b>Athericidae:</b>			
<i>Atherix ibis</i>		21	10
<b>Blephariceridae:</b>			
<i>Liponeura</i> sp.		1	
<b>Chironomidae:</b>			
Chironomidae Gen. sp.		60	15
Tanypodinae Gen. sp.		10	21
<b>Simuliidae:</b>			
<i>Simulium (Simulium)</i> sp.		10	19



**Tabelle 7:** Taxaliste und Individuenzahlen der Kieselalgenflora an der Probestelle WG1 in der Wilden Gut-  
ach (= oberhalb Kläranlageneinleitung) im August 2014.

ID_Nr	DV_Nr	Gattung	Art	Variation	Autor	Valvaransicht	Apikalan-sicht	Anzahl Gesamt	rel. Häufigkeit (H)
1500	26006	Achnanthydium	subatomus		(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT	116	20	136	0,30357
4	36012	Achnanthydium	minutissimum		KUETZING	51	8	59	0,13170
1142	36209	Planothidium	frequentissimum		LANGE-BERTALOT	1	1	2	0,00446
1143	26048	Planothidium	lancoelatum		(BREBISSEON ex KÜTZING)	3	0	3	0,00670
1646	26570	Adlafia	minuscua	var. muralis	(GRUNOW) LANGE-BERTALOT	3	0	3	0,00670
841	6983	Amphora	pediculus		(KUETZING) GRUNOW	1	0	1	0,00223
177	36025	Cocconeis	placentalis		EHRENBERG	43	0	43	0,09598
1819	26208	Encyonema	minutum		(HILSE) D.G. MANN	2	0	2	0,00446
1162	36062	Encyonema	silesiacum		(BLEISCH) D.G. MANN	1	0	1	0,00223
1194	26568	Eolimna	minima		(GRUNOW) LANGE-BERTALOT	3	1	4	0,00893
0	26591	Fistulifera	saprophila		LANGE-BERTALOT et BONIK	10	0	10	0,02232
336	16570	Fragilaria	capucina		DESMAZIERES	1	0	1	0,00223
1.169	6186	Fragilaria	capucina	var. vaucheriae	(KUETZING) LANGE-BERTALOT	2	0	2	0,00446
0	10126	Fragilaria	pararumpens		LANGE-BERTALOT, G. HOFFMANN & WE	4	0	4	0,00893
352	16658	Fragilaria	ulna		(NITZSCH) LANGE-BERTALOT	1	0	1	0,00223
1178	16572	Gomphonema	parvulum		(KUETZING) KUETZING	1	6	7	0,01563
1179	36095	Gomphonema	pumilum		(GRUNOW) REICHARDT & LANGE-BERTA	1	0	1	0,00223
0	16596	Navicula	caterva		HOHN & HELLMERMANN	7	0	7	0,01563
1190	6889	Navicula	cryptotenella		LANGE-BERTALOT	6	0	6	0,01339
983	6015	Navicula	gregaria		DONKIN	13	0	13	0,02902
0	16387	Nitzschia	abbreviata		HUSTEDT	17	8	25	0,05580
501	36154	Nitzschia	fonticola		GRUNOW	4	1	5	0,01116
0	6603	Nitzschia	palea	var. debilis	(KUETZING) GRUNOW	98	0	98	0,21875
1067	6199	Nitzschia	paleacea		GRUNOW	5	0	5	0,01116
634	6224	Rhoicosphenia	abbreviata		(J.G.AGARDH) LANGE-BERTALOT	1	0	1	0,00223
1163	36212	Reimeria	sinuata		(GREG.) KOCIOLEK et STOERMER	5	3	8	0,01786

**Tabelle 8:** Taxaliste und Individuenzahlen der Kieselalgenflora an der Probestelle WG2 in der Wilden Gut-  
ach (= unterhalb Kläranlageneinleitung) im August 2014.

ID_Nr	DV_Nr	Gattung	Art	Variation	Autor	Valvaransicht	Apikalan-sicht	Anzahl Gesamt	rel. Häufigkeit (H)
1500	26006	Achnanthydium	subatomus		(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT	115	32	147	0,30625
0	26015	Achnanthes	conspicua		(A.MAYER) LANGE-BERTALOT	5	0	5	0,01042
4	36012	Achnanthydium	minutissimum		KUETZING	26	8	34	0,07083
1143	26048	Planothidium	lancoelatum		(BREBISSEON ex KÜTZING)	1	1	2	0,00417
1144	26051	Planothidium	restratum		(OSTRUP) LANGE-BERTALOT	2	0	2	0,00417
0	26031	Pseudothidium	belvedicum		(HUSTEDT) BUKHTYAROVA & ROUND	2	0	2	0,00417
177	36025	Cocconeis	placentalis		EHRENBERG	18	0	18	0,03750
1016	6949	Diatoma	mesodma		(EHRENBERG) KUETZING	0	2	2	0,00417
1819	26208	Encyonema	minutum		(HILSE) D.G. MANN	10	3	13	0,02708
1194	26568	Eolimna	minima		(GRUNOW) LANGE-BERTALOT	2	0	2	0,00417
336	16570	Fragilaria	capucina		DESMAZIERES	6	5	11	0,02292
1.169	6186	Fragilaria	capucina	var. vaucheriae	(KUETZING) LANGE-BERTALOT	6	7	13	0,02708
341	16573	Fragilaria	construens		(EHRENBERG) GRUNOW	1	0	1	0,00208
0	26591	Fistulifera	saprophila		LANGE-BERTALOT et BONIK	65	0	65	0,13542
1178	16572	Gomphonema	parvulum		(KUETZING) KUETZING	2	3	5	0,01042
1179	36095	Gomphonema	pumilum		(GRUNOW) REICHARDT & LANGE-BERTALOT	2	1	3	0,00625
0	16596	Navicula	caterva		HOHN & HELLMERMANN	18	0	18	0,03750
1190	6889	Navicula	cryptotenella		LANGE-BERTALOT	8	0	8	0,01667
983	6015	Navicula	gregaria		DONKIN	16	0	16	0,03333
930	6864	Navicula	lancoelata		(J.G.AGARDH) EHRENBERG	4	0	4	0,00833
0	16387	Nitzschia	abbreviata		HUSTEDT	29	14	43	0,08958
501	36154	Nitzschia	fonticola		GRUNOW	2	3	5	0,01042
0	6603	Nitzschia	palea	var. debilis	(KUETZING) GRUNOW	56	0	56	0,11667
1067	6199	Nitzschia	paleacea		GRUNOW	5	0	5	0,01042

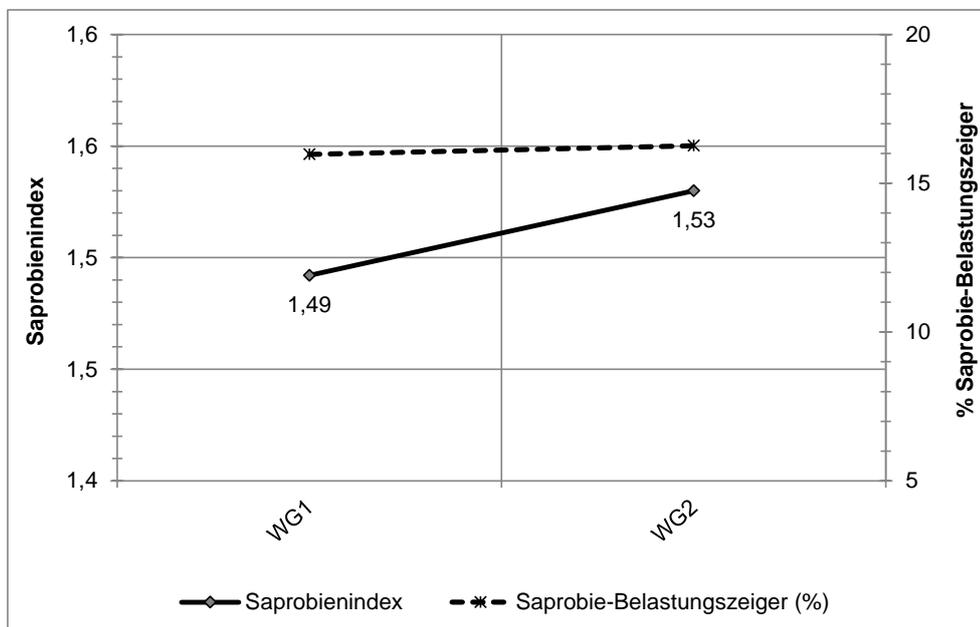
### 3.4 Diskussion und Fazit zu den biologischen Ergebnissen

#### Makrozoobenthos (Wirbellose der Gewässersohle): Besonderheiten in der Bewertung und Besiedlung (s. Abb. 5, Abb. 6 und Tabelle 4):

- Insgesamt wurden an beiden Probestellen in der Wilden Gutach **41 Wirbelosentaxa** und eine Fischart (Groppe) gefunden. Die **Individuendichten** sind mit 500-560 Ind./m<sup>2</sup> für den Hochsommeraspekt nicht hoch, liegen aber noch im normalen Bereich.

- Die **Taxazahl** ist an der oberen Probestelle mit 29 deutlich niedriger als an der unteren mit 36 Taxa. Unterhalb der Einleitung treten insbesondere weniger strömungsliebende Arten hinzu, wie z.B. die Köcherfliege *Lepidostoma basale* oder der Bachflohkrebs *Gammarus fossarum*. Nur oberhalb der Einleitung zu finden sind dagegen die in Wasserfällen vorkommende Zweiflüglergattung *Liponeura*, welche sich mit Saugnäpfen am Untergrund festhalten kann, sowie die Köcherfliegenart *Philopotamus montanus*, welche vornehmlich in steileren Bergbachoberläufen auftritt. Aufgrund der Taxonvorkommen sowie der Sohlstruktur (s. Abb. 4) wird angenommen, dass an WG1 durch die dort stärkere Strömung eine Selektion der Arten stattgefunden hat und deshalb weniger Taxa gefunden wurden. Unterhalb ist die Vielfalt der Sohlsubstrate höher, so dass auch weniger strömungsangepasste Arten der weniger steilen Bergbäche hier ein Habitat finden.

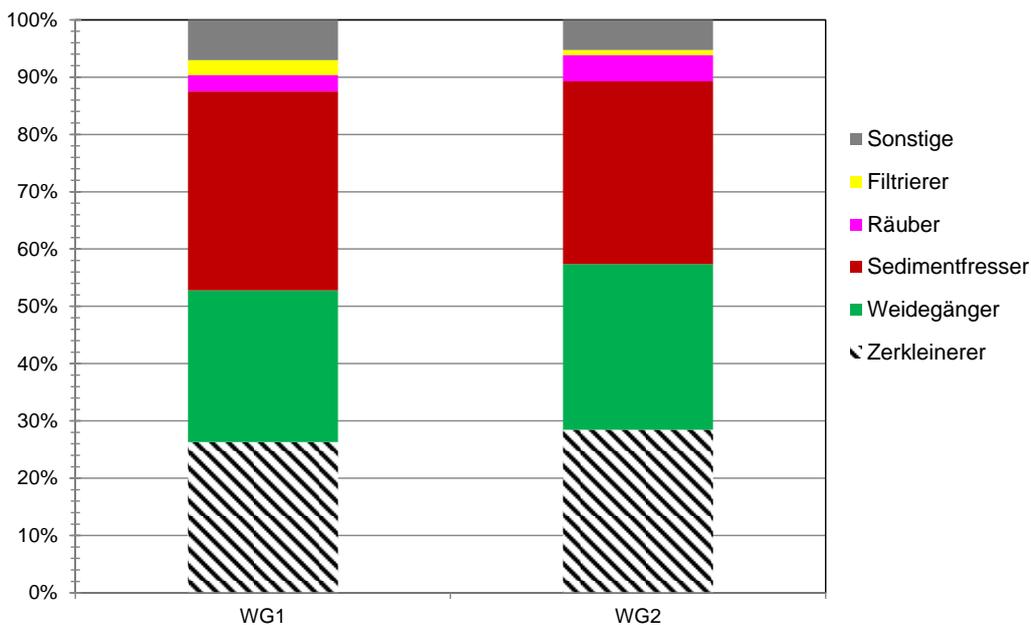
- Der **Saprobienindex**, welcher Belastungen durch organische, unter Sauerstoffverbrauch leicht abbaubare Stoffe anzeigen soll, ermittelt eine geringfügige Verschlechterung um 0,04 Indexeinheiten (vgl. Abb. 5). Beide Indices liegen mit rund 1,5 noch in der "sehr guten" Saprobitätsklasse (die Grenze zum "guten" Zustand liegt erst bei 1,60, s. Tabelle 2). Die **Saprobie-Belastungszeiger** (Summe alpha-meso- und polysaprober Taxa) zeigen eine geringfügige Zunahme an (s. Abb. 5). Die Unterschiede beim Saprobienindex sind nicht sehr hoch, aber als verlässlich anzusehen.



**Abb. 5:** Saprobienindex und Anteil der saprobiellen Belastungszeiger an den Probestellen.

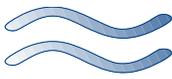
- Die Gesamtbewertung im Bewertungsmodul "**Allgemeine Degradation**" liegt für beide Probestellen nahe der "sehr gut/gut"-Grenze. Die PS unterhalb der Einleitung konnte mit einer Bewertungszahl von 0,82 sogar die Grenze überschreiten und es wird der "sehr gute" Zustand ermittelt. Die Einzelindices sind z.T. widersprüchlich in ihren Aussagen, liegen aber im Wesentlichen in ähnlichen Größenordnungen. Eine auffällige Ausnahme ist der Einzelmetric EPTCBO-Taxazahl, in welchem die Taxazahlen empfindlicher Insektenfamilien aufsummiert und bewertet werden (s. Glossar Kap. 6). Dieser Metric korreliert stark mit der gefundenen Gesamttaxazahl und ermittelt deshalb für die obere PS einen deutlichen schlechteren Wert, der mit 0,39 sogar knapp in die "unbefriedigende" Zustandsklasse zu liegen kommt. Der German Fauna Index, der ein Maß für die gewässertypspezifische Besiedlung ist und u. a. auch Belastungen durch Kläranlagen anzeigen kann, liegt für beide PS mit 1,0 am oberen Ende der Skala und kann somit nicht zur Differenzierung eingesetzt werden. Betrachtet man den Rohwert des German Fauna Index Typ 9, so ist zwischen den Probestellen ebenfalls kaum ein Unterschied auszumachen (s. Tabelle 9), unterhalb wird nur ein geringfügig schlechterer Indexwert errechnet.

- Organische Einträge können die Ernährungssituation und das Gefüge in den Lebensgemeinschaften hinsichtlich **Ernährungstypen** verändern. Diese sind in Abb. 6 dargestellt. Im vorliegenden Fall kann kein Unterschied zwischen den beiden PS abgeleitet werden.



**Abb. 6:** Verteilung der Ernährungstypen an den Probestellen.

- In der **Artenliste** (s. Tabelle 6) gibt es nur wenige Hinweise auf eine signifikante Belastung durch die KA-Einleitung: In belasteten Gewässern erreichen Egel oft höhere Häufigkeiten. Unterhalb der Einleitung wurde ein Egel *Dina lineata* gefunden. Ebenso kam nur unterhalb die Käfer-Unterlaufart *Limnius volckmari* auf, was ebenfalls ein Hinweis auf stoffliche Belastungen sein kann. Unten treten jedoch auch einige anspruchsvolle Arten (z.B. die Steinfliege *Protonemoura* sp. und die beiden Eintagsfliegen *Baetis lutheri* und *alpinus*) hinzu, was zeigt, dass die Verhältnisse nicht kritisch oder deutlich schlechter sind.



**Tabelle 9:** Kenngrößenauswahl der Makrozoobenthos-Artengemeinschaften an den Probestellen in der Wilden Gutach, welche sich für die Prüfung der Belastung durch die Einleitung eignen sowie die Erwartung der Indexveränderung bei Belastung.

rot = Reaktion auf Belastung, grün = "Verbesserung" unterhalb der Einleitung, grau = keine Änderung oder differenzierte Interpretation notwendig.

Biozönotische Kenngröße* (Ausgabe PERLODES)	WG1	WG2	Erwartung bei Belastung**	Beobachtung/ Befund
Rhithron Typie-Index	1,58	1,56	Abnahme	geringe Abnahme
German Fauna Index Typ 9 Rohwert	1,59	1,60	Zunahme	geringe Zunahme
German Fauna Index Typ 5 Rohwert (ähnlicher Bergbach-Gewässertyp)	1,08	1,13	Zunahme	Zunahme
Feinsubstratbesiedler (% Ind.) (eingestufte Taxa=100%)	8,2	2,8	Zunahme	deutliche Abnahme
Wasserpflanzenbesiedler (% Ind., eingestufte Taxa=100%)	35	32	Zunahme	Abnahme
Rheo-Index Banning (Anteil strömungsresistenter Taxa HK)	0,99	0,99	Abnahme	keine Änderung

HK = Häufigkeitsklassen, Ind. = Individuen, \*Erläuterung zu den Kenngrößen und Bezeichnungen s. Glossar (Kap. 6)

\*\*Erwartung gilt für den Regelfall, besondere Bedingungen ausgenommen

- Für die Belastungsindikation können weitere **die Artengemeinschaft beschreibende Indices** herangezogen werden. Eine Auswahl von ggf. relevanten Kenngrößen enthält die Tabelle 9. Es zeigt sich, dass die German Fauna Indices sowie der Rhithron Typie-Index in geringem Maß negativ und die Besiedlungstypen eher positiv auf die Einleitung reagieren.

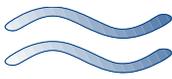
### **Kieselalgen der Gewässersohle: Besonderheiten der Bewertung und Klassifizierung (s. Tabelle 5):**

Für die Beurteilung der Kieselalgen-Besiedlung der Gewässersohle wurden verschiedene Klassifizierungs- und Bewertungsansätze verschiedener Autoren angewandt. Während eine **Klassifizierung** den Nährstoff- oder Trophiestatus sowie den Saprobienstatus anzeigt, berücksichtigt eine **Bewertung** wie im Phylib-Verfahren den Grundzustand des vorliegenden Gewässertyps und die vorliegende Abweichung von diesem. Grundsätzlich sind z.B. Bergbäche oder quellennahe Standorte unter natürlichen Bedingungen weniger belastet als Unterläufe von Bächen und Flüssen.

Der **Saprobienindex** nach Rott et al. (1997) sowie der **Trophieindex** nach Schmedtje et al. (1998) zeigen, dass die Wilde Gutach auch oberhalb der Einleitung kein unbelastetes Gewässer darstellt. Beide Indices verschlechtern sich unterhalb der Einleitung um 0,1 Indexeinheiten, was in beiden Fällen eine Fünftel Klasse ausmacht und somit als eher geringfügige Veränderung anzusehen ist.

Die Bewertung mit dem **Schweizer Kieselalgenindex** zeigt für beide PS den "guten" Zustand an, die Verschlechterung unterhalb fällt jedoch mit einer Verschlechterung um 0,34 Indexeinheiten (1,0 entspricht einer Zustandsklasse) schon etwas deutlicher aus.

Das für Deutschland gängige WRRL-Bewertungsverfahren **Phylib** besitzt im Modul Kieselalgen zwei Metrics, welche auf die Kläranlageneinleitung widersprüchlich reagieren: Die **Summe der Referenzarten** geht von 65% oberhalb auf 50% zurück, der **Trophieindex nach Rott et al. (1999)** zeigt unterhalb eine geringfügige Verbesserung an. Die Probestelle oberhalb wird mit beiden Indices als "gut" bewertet, die Probestelle unterhalb verschlechtert sich in der Referenzartensumme auf die Zustandsklasse "mäßig". Die Gesamtbewertung im Modul Kieselalgen fällt für beide PS in die "gute" Klasse.



Im **Monitoringprogramm der LUBW** wurden im Jahr 2012 ebenfalls Untersuchungen der Wirbellosen und Kieselalgen in der Wilden Gutach angestellt (LUBW 2014). Zwei der Probestellen liegen in der Nähe des hier untersuchten Abschnitts der Wilden Gutach (vgl. Tabelle 10 und Abb. 9). Die Probestellen liegen für den "oberhalb/unterhalb-Vergleich" für eine Einleitproblematik zu weit entfernt. Die Auswirkungen der ohnehin gut verdünnten KA-Einleitung Simonswald kann 2,5 km unterhalb an der unteren LUBW-Probestelle theoretisch nicht mehr nachweisbar sein. Dazu kommt die Abweichung im Untersuchungszeitpunkt von rund 1,5-2 Monaten. Die vorliegend angestrebte Hochsommerprobenahme bildet in der Regel den schlechtesten Fall der Verdünnung von Einleitungen ab und viele Wirbellosenarten resp. Insektenlarven sind nicht aufzufinden, da sie ausgeflogen sind. Des Weiteren muss man bei derartigen Vergleichen berücksichtigen, dass sich die Witterungsverhältnisse in verschiedenen Untersuchungsjahren deutlich auswirken können. Die Vergleichbarkeit der vorliegenden Untersuchung mit den LUBW-Ergebnissen ist demnach aus diversen Gründen eingeschränkt und lässt nur grobe Betrachtungen zu. Die oberen PS sind aufgrund ihrer Lage noch etwas besser vergleichbar.

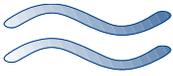
Beim Vergleich der Bewertungsergebnisse (vgl. Tabelle 10, Tabelle 4 und Tabelle 5) fallen folgende Aspekte auf:

Hinsichtlich Kieselalgen sind die Bewertungsergebnisse an den oberen vergleichbaren PS sehr ähnlich. Die Referenzartensumme ist mit 66% identisch, der Trophieindex liegt an der unteren PS etwas besser und der Gesamtindex bewertet die flussabwärts liegende Stelle etwas schlechter. Unter Berücksichtigung aller Einschränkungen der Vergleichbarkeit fügen sich die Ergebnisse gut in das bereits dargestellte Gesamtbild ein. Es wird insgesamt der "gute" Zustand ermittelt.

Die Makrozoobenthos-Bewertung kommt im Wesentlichen zu ähnlichen Ergebnissen, wobei hier nur die untere PS mit Einschränkungen verglichen werden kann. Lediglich der Saprobienindex wurde an der LUBW-Probestelle mit 1,72 rund 0,2 Indexeinheiten schlechter bewertet und ermittelt den "guten" Zustand. Dies kann viele Ursachen haben, nicht zuletzt die Witterung in den unterschiedlichen Untersuchungsjahren oder die Lage der Probestelle im Elztal mit schon größerem Unterlaufcharakter. Die LUBW-Gesamtbewertung fällt mit "gut" mit Tendenz zu "sehr gut" etwas schlechter aus als der hier ermittelte "sehr gute" Zustand in beiden Modulen.

**Tabelle 10:** Ergebnisse im Monitoring der LUBW in den Jahren 2012 (Kieselalgen) und zum Vergleich mit den vorliegenden Ergebnissen

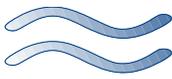
Probestelle	EL404	EL925
<b>Lage der Probestelle</b>	1,6 km <b>oberhalb</b> Kläranlageneinleitung, unterhalb Simonswald	2,5 km <b>unterhalb</b> Kläranlageneinleitung, nahe Mündung in die Elz
<b>Kieselalgen-Indices (20.06.2012)</b>		
Referenzartensumme %	66	60
Trophieindex (Rott et al. 1999)	2,0	2,14
Phylib Kieselalgenindex gesamt	0,59	0,55
<b>Makrozoobenthos-Indices (11.07.2012)</b>		
Saprobienindex		1,72
Allgemeine Degradation Gesamtmetric		0,86
<b>Allgemeine Degradation – Teilmetrics:</b>		
German Fauna Index Typ 9		0,94
Metarhithral-Besiedler (% Ind., eingestufte Taxa = 100%)		0,66
EPT-Taxa (% HK)		0,73
Anzahl EPTCBO-Taxa		1,00



### **Fazit zu Bewertung und Einschätzung der Belastung:**

**Wirbellose Tiere der Gewässersohle:** Die Wilde Gutach stellt im untersuchten Abschnitt ein sehr turbulent fließendes Gewässer dar. An der oberen Probestelle ist die Sohle zu 70% durch Steine und Blöcke dominiert. In der unterhalb der KA-Einleitung liegenden Probestelle nehmen dies nur noch 40% ein. Durch die höhere Substratvielfalt mit Kiesbänken und strömungsberuhigten Zonen werden unten deutlich mehr Arten gefunden, was sich teilweise günstig auf die Bewertungsmetrics auswirkt. Dennoch wird u.a. im Saprobienindex und im Vorkommen empfindlicher Arten (EPT-Taxa) eine Verschlechterung unterhalb der KA-Einleitung festgestellt, welche jedoch als nur geringfügig angesehen werden kann.

**Kieselalgen der Gewässersohle:** Die Reaktion der Artenzusammensetzung der Kieselalgen, welche im Wesentlichen die Nährstoffverhältnisse widerspiegeln, fällt deutlicher aus: Nahezu alle angewandten Indices reagieren negativ auf die Einleitung. Meist wird jedoch auch unterhalb der KA-Einleitung der "gute" Zustand erreicht. Lediglich die Summe der Referenzarten, ein Teilmetric des deutschen WRRL-Verfahrens Phylib, geht von 65 auf 50% zurück und kennzeichnet für diese Kenngröße ein Abrutschen vom "guten" in den "mäßigen" Zustand. Die Effekte fallen bei den meisten Indices gering aus mit 0,2 bis 0,3 Zustandsklasseneinheiten, lediglich die Referenzartensumme reagiert mit einer Verschlechterung von 0,6 Zustandsklasseneinheiten deutlicher. Berücksichtigt man die hinsichtlich Vorflut günstige Witterung im Sommer 2014, so muss bei ausgeprägtem Niedrigwasser mit schlechteren Ergebnissen gerechnet werden. Auf Basis der Kieselalgenuntersuchung ist deshalb eine Verringerung der Nährstoffemission empfehlenswert.



## 4 Immissionsszenarien für die Einleitung von geklärtem Abwasser aus der Kläranlage Simonswald in die Wilde Gutach

Das vorliegende Gutachten betrachtet die Emissions- und Immissionssituation mithilfe modellhafter, szenarienbasierter Verdünnungsrechnungen. Damit wird die Einleitung von geklärtem Abwasser aus der Kläranlage Simonswald in die Wilde Gutach aus chemisch-physikalischer Sicht unter Anwendung ökologischer Konzentrationskriterien (Hintergrund- und Orientierungswerte, Richt-, Leit- und Grenzwerte) beurteilt.

**Angaben für Ammonium, Ammoniak, Nitrat und Nitrit beziehen sich auf  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NH}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  und  $\text{NO}_2\text{-N}$ , sowie Angaben für Orthophosphat und Gesamtphosphor auf Phosphor, sofern nicht abweichend vermerkt.**

### 4.1 Datenhintergrund und Gestaltungsaspekte

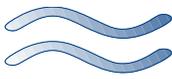
In den Szenarien werden **chemisch-physikalische Daten** verwendet, die für den Ablauf der Kläranlage auf den Aufzeichnungen des Betriebstagebuchs für den Zeitraums Januar 2011 bis Dezember 2013 basieren sowie auf den Ergebnissen von Ablaufbeprobungen, die an 11 Terminen jeweils parallel zu Vorfluterbeprobungen (s. u.) ausgeführt wurden.

Die Daten für die Probestellen in der Wilden Gutach wurden im Rahmen einer Messkampagne im Zeitraum Juni bis November 2014 gewonnen (11 Termine, ausgeführt durch das Kläranlagenpersonal sowie an jeweils einem Termin im August 2014 parallel durch die Überwachungsbehörde). Wegen des begrenzten Erhebungszeitraumes werden für die Wilde Gutach ergänzend Daten von der LUBW-Messstelle CEL402 aus dem Jahr 2007 mit herangezogen.

Alle Daten wurden vor der Verwendung für die Szenarien plausibilisiert. Die Ergebnisse ihrer statistischen Auswertung sind in Tabelle 11 bis Tabelle 19 dargestellt.

Die in der wasserrechtlichen Erlaubnis für die Kläranlage aufgeführten **Einleitemengen sowie Einleite- und Überwachungswerte** sind:

- |  |                                       |
|--|---------------------------------------|
| • bei Trockenwetter:   | max. 26 L/s; 1170 m <sup>3</sup> /Tag |
| • bei Regenwetter:   | max. 47,5 L/s                         |
| • Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB):                                 | max. 45 mg/L                          |
| • Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB <sub>5</sub> ):                | max. 25 mg/L                          |
| • Abfiltrierbare Stoffe:   | max. 35 mg/L                          |
| • Phosphor, gesamt (P <sub>ges</sub> ):                              | 2 mg/L                                |
| • Stickstoff (anorg) bei $\geq 12^\circ\text{C}$ im Belebungsbecken: | 12 mg/L                               |



**Tabelle 11:** Statistik der **Gesamtjahres**-Messwerte chemisch-physikalischer Parameter im Ablauf der Kläranlage Simonswald gemäß Betriebstagebuch des Zeitraums Jan. 2011 – Dez. 2013.

	Q* L/s	Temp.* °C	pH	NH <sub>4</sub> -N mg/L	NO <sub>3</sub> -N mg/L	NO <sub>2</sub> -N mg/L	N <sub>anorg</sub> mg/L	P <sub>gesamt</sub> mg/L	CSB mg O <sub>2</sub> /L
<b>Minimum</b>	2,8	7,0	6,7	0,01	0,72	0,025	1,68	0,09	14,1
<b>Quantil<sub>0,05</sub></b>	4,1	8,0	6,9	0,11	1,49	0,048	2,15	0,47	17,3
<b>Median</b>	6,7	12,0	6,9	0,30	4,20	0,106	4,77	1,28	27,2
<b>Mittelwert</b>	8,8	12,1	6,9	0,45	4,11	0,149	4,70	1,25	27,4
<b>Quantil<sub>0,95</sub></b>	22,8	17,0	7,0	1,29	6,57	0,439	6,99	1,91	38,8
<b>Maximum</b>	47,3	18,0	7,0	3,14	7,85	0,774	8,26	2,80	46,9

\* im Zulaufbecken (mangels Messdaten aus Ablauf)

**Tabelle 12:** Statistik der **Sommerperiode**-Messwerte (1. Mai – 30. Sept.) chemisch-physikalischer Parameter im Ablauf der Kläranlage Simonswald gemäß Betriebstagebuch des Zeitraums Jan. 2011 – Dez. 2013.

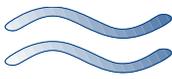
	Q* L/s	Temp.* °C	pH	NH <sub>4</sub> -N mg/L	NO <sub>3</sub> -N mg/L	NO <sub>2</sub> -N mg/L	P <sub>gesamt</sub> mg/L	CSB mg O <sub>2</sub> /L
<b>Ablauf Kläranlage</b>								
<b>Minimum</b>	3,4	10,0	6,7	0,07	0,72	0,025	0,09	18,2
<b>Quantil<sub>0,05</sub></b>	4,1	11,0	6,8	0,13	1,84	0,040	0,61	21,5
<b>Median</b>	6,4	15,0	6,9	0,32	4,74	0,090	1,34	27,5
<b>Mittelwert</b>	7,4	14,8	6,9	0,38	4,55	0,108	1,34	28,0
<b>Quantil<sub>0,95</sub></b>	12,2	18,0	7,0	0,75	6,78	0,200	1,93	37,2
<b>Maximum</b>	47,1	18,0	7,0	1,90	7,85	0,267	2,29	40,0

\* im Zulaufbecken (mangels Messdaten aus Ablauf)

**Tabelle 13:** Statistik der **Trockenwetter**-Messwerte (Wetterschlüssel 1/2/6) chemisch-physikalischer Parameter im Ablauf der Kläranlage Simonswald gemäß Betriebstagebuch des Zeitraums Jan. 2011 – Dez. 2013.

	Q* L/s	Temp.* °C	pH	NH <sub>4</sub> -N mg/L	NO <sub>3</sub> -N mg/L	NO <sub>2</sub> -N mg/L	P <sub>gesamt</sub> mg/L	CSB mg O <sub>2</sub> /L
<b>Ablauf Kläranlage</b>								
<b>Minimum</b>	2,8	7,0	6,7	0,01	0,72	0,028	0,14	18,9
<b>Quantil<sub>0,05</sub></b>	3,8	8,0	6,9	0,12	1,87	0,050	0,53	22,1
<b>Median</b>	5,7	13,0	6,9	0,30	4,62	0,123	1,31	28,4
<b>Mittelwert</b>	5,9	12,3	6,9	0,41	4,46	0,156	1,29	29,0
<b>Quantil<sub>0,95</sub></b>	8,1	17,0	7,0	1,08	6,77	0,453	1,90	39,0
<b>Maximum</b>	14,2	18,0	7,0	2,40	7,83	0,774	2,80	42,6

\* im Zulaufbecken (mangels Messdaten aus Ablauf)



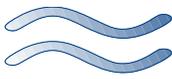
**Tabelle 14:** Statistik der **Regenwetter**-Messwerte (Wetterschlüssel 3/4/5/7) chemisch-physikalischer Parameter im Ablauf der Kläranlage Simonswald gemäß Betriebstagebuch des Zeitraums Jan. 2011 – Dez. 2013.

	Q* L/s	Temp.* °C	pH	NH <sub>4</sub> -N mg/L	NO <sub>3</sub> -N mg/L	NO <sub>2</sub> -N mg/L	P <sub>gesamt</sub> mg/L	CSB mg O <sub>2</sub> /L
<b>Ablauf Kläranlage</b>								
<b>Minimum</b>	4,8	7,0	6,7	0,07	0,82	0,025	0,09	14,1
<b>Quantil<sub>0,05</sub></b>	6,7	8,0	6,9	0,09	1,07	0,043	0,29	16,0
<b>Median</b>	10,7	11,0	6,9	0,26	3,67	0,088	1,20	22,9
<b>Mittelwert</b>	13,8	11,7	6,9	0,52	3,46	0,134	1,16	24,4
<b>Quantil<sub>0,95</sub></b>	29,5	16,0	7,0	2,08	5,50	0,406	1,91	36,9
<b>Maximum</b>	47,3	18,0	7,0	3,14	7,85	0,573	1,99	46,9

\* im Zulaufbecken (mangels Messdaten aus Ablauf)

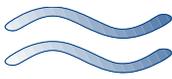
Da für den Ablauf der Kläranlage Simonswald die Parameter **Biochemischer Sauerstoffbedarf** (BSB<sub>5</sub>) und **Orthophosphat** routinemäßig nicht gemessen werden, sind gewässerbezogene Aussagen für diese Parameter nur möglich durch den Umweg über den Chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) bzw. Gesamtphosphor. Hierzu wurde das für diese Kläranlage typische Verhältnis von CSB zu BSB<sub>5</sub> sowie von Orthophosphat zu Gesamtphosphor anhand einiger eigens hierzu ausgeführter Messungen bestimmt (Tabelle 15, Tabelle 16). Nach Ermittlung gewässerverträglicher Einleitbedingungen hinsichtlich des BSB<sub>5</sub> und Orthophosphat können auf Basis des jeweiligen Umrechnungsverhältnisses Aussagen über gewässerverträgliche CSB- und Gesamtphosphor-Ablaufwerte der Kläranlage getroffen werden.

Die in Tabelle 15 aufgeführten Ergebnisse der BSB<sub>5</sub>-Messungen weisen starke Schwankungen auf (Spanne 1-10 mgO<sub>2</sub>/L). Ein unplausibler Messwert (0 mgO<sub>2</sub>/L) wurde aus der Wertereihe entfernt. Im Mittel ergibt sich aus den verbleibenden Messwerten ein Anteil des BSB<sub>5</sub> am CSB in Höhe von 16,7%. Unter Berücksichtigung einer "Sicherheitsmarge" wird im vorliegenden Gutachten von einem durchschnittlichen Anteil des BSB<sub>5</sub> am CSB in Höhe von 20% ausgegangen.



**Tabelle 15:** Messwerte für die Parameter BSB<sub>5</sub> und CSB im Ablauf der Kläranlage Simonswald im Zeitraum Juni bis November 2014 und daraus abgeleiteter mittlerer Anteil des BSB<sub>5</sub> am CSB. Probenahme und Analytik durch das Personal der Kläranlage Simonswald sowie am 5.8.2014 parallel durch die Überwachungsbehörde. BSB<sub>5</sub>: Ein unplausibler Messwert (0 mgO<sub>2</sub>/L) wurde gelöscht.

Datum	BSB <sub>5</sub> (ohne ATH) mgO <sub>2</sub> /L	CSB mgO <sub>2</sub> /L	Anteil (%) des BSB <sub>5</sub> am CSB
18.06.2014	4,0	25,3	15,8
24.06.2014	2,0	26,0	7,7
07.07.2014	unplausibler Messwert	21,4	--
17.07.2014	2,0	33,3	6,0
05.08.2014	1,0	15,2	6,6
05.08.2014 (Behörde)	keine Messung	16,0	--
08.09.2014	1,0	25,9	3,9
18.09.2014	6,0	25,8	23,3
24.09.2014	2,0	19,4	10,3
30.09.2014	6,0	22,5	26,7
10.10.2014	10,0	25,4	39,4
20.11.2014	5,0	17,9	27,9
<b>Mittelwert</b>	<b>3,9</b>	<b>22,8</b>	<b>16,7</b>

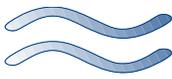


**Tabelle 16:** Messwerte für die Parameter Ortho-Phosphat und Gesamtphosphor im Ablauf der Kläranlage Simonswald im Zeitraum Juni bis November 2014 und daraus abgeleiteter mittlerer Anteil von Ortho-Phosphat am Gesamtphosphor. Probenahme und Analytik durch das Personal der Kläranlage Simonswald sowie am 5.8.2014 parallel durch die Überwachungsbehörde.

Datum	Ortho-PO <sub>4</sub> -P mg/L	P <sub>gesamt</sub> mg/L	Anteil (%) des Ortho- PO <sub>4</sub> -P am P <sub>gesamt</sub>
18.06.2014	1,044	1,070	97,6
24.06.2014	1,207	1,210	99,8
07.07.2014	1,289	1,310	98,4
17.07.2014	1,452	1,540	94,3
05.08.2014	1,175	1,200	97,9
05.08.2014 (Behörde)	keine Messung	1,260	--
08.09.2014	0,310	0,312	99,4
18.09.2014	1,367	1,380	99,1
24.09.2014	0,636	0,780	81,6
30.09.2014	0,228	0,265	86,2
10.10.2014	0,509	0,536	95,0
20.11.2014	1,090	1,100	99,1
<b>Mittelwert</b>	<b>0,937</b>	<b>0,997</b>	<b>95,3</b>

**Tabelle 17:** Statistik der Messwerte für den Parameter Chlorid im Ablauf der Kläranlage Simonswald im Zeitraum Juni bis November 2014 (11 Termine; Probenahme und Analytik durch das Personal der Kläranlage Simonswald).

	Chlorid mg/L
<b>Minimum</b>	24
<b>Quantil<sub>0,05</sub></b>	29
<b>Median</b>	47
<b>Mittelwert</b>	45
<b>Quantil<sub>0,95</sub></b>	57
<b>Maximum</b>	58



**Tabelle 18:** Statistik der Messwerte chemisch-physikalischer Parameter im Vorfluter Wilde Gutach an den Probestellen WG1 (oberhalb Kläranlageneinleitung) und WG2 (unterhalb Kläranlageneinleitung) aus dem Zeitraum Juni bis November 2014 (11 Termine; Probenahme und Analytik durch das Personal der Kläranlage Simonswald sowie an einem Termin im August parallel durch die Überwachungsbehörde).

	Temp. °C	pH	O <sub>2</sub> mg/L	NH <sub>4</sub> -N mg/L	NO <sub>2</sub> -N mg/L	NO <sub>3</sub> -N mg/L	Ortho-PO <sub>4</sub> -P mg/L	P <sub>gesamt</sub> mg/L	BSB <sub>5</sub> ohne ATH mg O <sub>2</sub> /L	CSB mg O <sub>2</sub> /L	Chlorid mg/L
<b>WG1 (oberhalb Kläranlageneinleitung)</b>											
Minimum	6,4	6,9	9,2	0,02	0,003	0,71	0,016	0,018	2,0	3,4	0,7
Quantil <sub>0,05</sub>	7,9	7,0	9,4	0,02	0,005	0,72	0,017	0,019	2,2	3,8	2,1
Median	13,6	7,3	9,7	0,03	0,008	0,87	0,034	0,041	3,5	4,9	4,1
Mittelwert	13,1	7,3	9,6	0,03	0,010	0,86	0,035	0,040	4,0	5,5	4,4
Quantil <sub>0,95</sub>	15,5	7,5	9,9	0,04	0,019	1,08	0,056	0,064	6,6	8,4	6,7
Maximum	15,6	7,6	10,0	0,04	0,023	1,18	0,059	0,065	7,0	8,9	6,8
<b>WG2 (unterhalb Kläranlageneinleitung)</b>											
Minimum	6,5	6,9	9,1	0,01	0,003	0,77	0,020	0,029	1,0	3,8	0,7
Quantil <sub>0,05</sub>	8,0	7,0	9,2	0,02	0,005	0,78	0,021	0,030	1,2	3,9	2,2
Median	13,6	7,3	9,7	0,03	0,009	0,90	0,036	0,042	4,0	5,1	4,8
Mittelwert	13,0	7,3	9,6	0,03	0,009	0,97	0,045	0,052	3,6	5,7	4,6
Quantil <sub>0,95</sub>	15,3	7,4	9,9	0,06	0,012	1,32	0,083	0,090	6,4	8,6	6,4
Maximum	15,3	7,5	10,0	0,07	0,013	1,37	0,095	0,099	7,0	8,9	6,7

**Tabelle 19:** Statistik der Messwerte chemisch-physikalischer Parameter im Vorfluter Wilde Gutach an der Messstelle CEL402 (Obertal) der LUBW aus dem Zeitraum Januar bis Dezember 2007 (13 Termine). Datenquelle: Jahresdatenkatalog der LUBW (<http://jdkfg.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/300/>).

	Temp. °C	pH	NH <sub>4</sub> -N mg/L	NO <sub>2</sub> -N mg/L	NO <sub>3</sub> -N mg/L	Ortho-PO <sub>4</sub> -P mg/L	P <sub>gesamt</sub> mg/L	BSB <sub>5</sub> ohne ATH mg O <sub>2</sub> /L	Chlorid mg/L
<b>CEL402 (Obertal)</b>									
Minimum	3,2	7,1	0,01	0,002	0,9	0,017	0,025	0,5	4,2
Quantil <sub>0,05</sub>	3,9	7,2	0,01	0,002	1,0	0,017	0,027	0,5	4,3
Median	9,4	7,4	0,02	0,003	1,1	0,029	0,039	0,8	5,6
Mittelwert	9,0	7,4	0,02	0,003	1,1	0,028	0,041	0,8	6,0
Quantil <sub>0,95</sub>	13,9	7,7	0,03	0,005	1,3	0,040	0,066	1,2	8,5
Maximum	14,1	7,8	0,03	0,006	1,4	0,041	0,083	1,3	9,7

## 4.2 Betrachtete Stoffe: Schadwirkungen und Grenzwerte

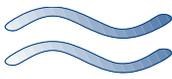
### 4.2.1 Ammonium / Ammoniak

Die potenzielle **Schadwirkung** von Ammonium ist indirekter Art und erfolgt über die Entstehung von Ammoniak, welche durch hohe Werte von Ammonium, Temperatur und pH begünstigt wird. Der chemisch exakte Weg zur Berechnung des Mischungs-pH-Werts von Flüssigkeiten (wie Vorflut und Kläranlagenablauf) über die Alkalinitäten der beteiligten Komponenten ist im vorliegenden Fall nicht möglich, da die erforderliche Datengrundlage nicht vorliegt. Für den pH-Wert wird deshalb eine vereinfachende Näherungslösung in Form einer gewichteten Mischungsrechnung angewandt. Hierbei wird dem pH-Wert des Volumenstroms der Einleitung (Kläranlagenablauf) eine doppelte Gewichtung gegeben gegenüber dem pH-Wert der Vorflut. Diese Vorgehensweise fußt auf der plausiblen Annahme, dass die Einleitung aufgrund ihrer Schmutzfracht (bzw. der damit verbundenen höheren Stofffracht) im Vergleich zur Vorflut eine höhere Alkalinität aufweist und deshalb eine höheres "Beharrungsvermögen" auf ihrem pH-Wert besitzt.

Die Schadwirkung von Ammoniak äußert sich bei Fischen unter anderem in Reizungen des Zentralnervensystems, Zerstörung der Blutzellen (Hämolyse) und des Kiemengewebes (Kiemennekrose). Wirbellose Gewässertiere (Makrozoobenthos) sind gegenüber Ammoniak wesentlich unempfindlicher als Fische, weshalb letztere als relevant für die Festlegung von Immissionsgrenzwerten betrachtet werden, welche geeignet sind, den Ansprüchen der gesamten Gewässerfauna gerecht zu werden.

In BWK (2008) werden nach Häufigkeit und Dauer differenzierte **Grenzwerte** für Ammoniak angegeben. Nach den Angaben in RPF (2009) ist die Wilde Gutach im untersuchten Abschnitt als potenzielles Laichgebiet für Lachse einzustufen. Deshalb ist im vorliegenden Fall die Grenzwerttabelle für Großsalmoniden-Laichgewässer des Mittelgebirges nach BWK (2008) anzuwenden (Tabelle 20). Der strengste dort aufgeführte (= Basis-)Grenzwert beträgt 0,004 mg/L. Er ist anzuwenden im Falle "häufig" auftretender "langer" Ereignisse sowie generell bei "sehr häufigen" Ereignissen. Der Wert entspricht der in LUBW (2010) enthaltenen Angabe eines anzustrebenden Jahresmittelwertes (Zielwertes) von höchstens 0,004 mg/L, der auf die Fischgewässerverordnung (UVM BW 2007) zurück geht und als niedrigste Konzentration angesehen wird, ab der chronische Schäden bei Fischen verursacht werden können. Die Ergebnisse eines Projekts zur Überarbeitung der Orientierungswerte (Werte für die Grenze "gut"/"mäßig") lassen allerdings für diesen Gewässertyp eine Reduzierung auf 0,001 mg/L in naher Zukunft möglich erscheinen (LAWA 2014). Jedoch ist die Immissionskonzentration dann für einen anderen Bemessungsabfluss (MQ) zu berechnen, so dass sich meist weniger strenge Emissionswerte ergeben würden.

Für einen Permanenteinleiter wie eine Kläranlage scheint zunächst nur der chronische Grenzwert relevant zu sein. In den hier angestellten Betrachtungen mithilfe von Szenarien trifft dies für die "durchschnittlichen" Szenarienvarianten zu, die auf Bedingungen ausgelegt sind, wie sie potenziell über längere Zeiträume auftreten können. Die pessimal angelegten Szenarien hingegen repräsentieren Belastungssituationen, deren Bestehen nur über kurze Zeiträume (in der Regel bis zu einigen Stunden) von relevanter Wahrscheinlichkeit ist. Die pessimalen Belastungssituationen besitzen deshalb ebenfalls Ereignischarakter und können anhand von Häufigkeits-Dauer-Grenzwerten beurteilt werden (Tabelle 20). Im vorliegenden Gutachten wird davon ausgegangen, dass diese pessimalen Situationen die Bedingung "häufig/mittel" nach Tabelle 20 einhalten, so dass der Grenzwert von 0,02 mg/L anzuwenden ist. Ergänzend kommt die Beurteilung der chronischen Belastung hinzu, für die wie oben erläutert der Grenzwert von 0,004 mg/L zur Anwendung kommt.



**Tabelle 20:** Häufigkeits-Dauer-Grenzwerte für Ammoniak [mg/L] für Großsalmoniden-Laichgewässer des Mittelgebirges nach BWK (2008).

Dauer \ Häufigkeit pro Jahr	kurz (< 1 h)	mittel (1 bis 6 h)	lang (> 6 h)
selten (< 0,5)	0,20	0,15	0,10
mittel (0,5 bis < 4)	0,15	0,04	0,02
häufig (4 bis 25)	0,10	0,02	0,004
sehr häufig (> 25)		0,004	

#### 4.2.2 Nitrit

Nitrit entfaltet seine potenzielle **Schadwirkung**, indem es im Blut von Fischen die Hämoglobinmoleküle anstelle von Sauerstoff besetzt (Schreckenbach 2006). Die Fische leiden dann unter Sauerstoffmangel, auch wenn das umgebende Wasser eigentlich ausreichende Sauerstoffgehalte aufweist. Hämoglobin hat zu Nitrit eine sehr viel höhere Affinität als zu Sauerstoff. Deshalb reichen schon vergleichsweise geringe Konzentrationen von Nitrit, um damit einen wesentlichen Anteil der Hämoglobinmoleküle zu besetzen.

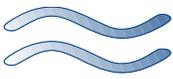
Für die Festlegung eines **Grenzwertes** für Nitrit ist auch der begleitende Chloridgehalt des Wassers zu betrachten, da die potenzielle Schadwirkung des Nitrits bei zunehmender Chloridkonzentration abnimmt (Hamm 1991). Messwerte der Chloridkonzentration in Vorflut und Kläranlagenablauf liegen aus der Messkampagne des Jahres 2014 vor.

Zur Fischfauna Wilden Gutach zählen auch Vertreter der Forellenartigen (Salmoniden). Deshalb sind im vorliegenden Fall die strengeren Grenzwerte für Salmoniden anzuwenden (Tabelle 21). Für Chloridkonzentrationen, die zwischen den in Tabelle 21 angegebenen Werten liegen, wurden im vorliegenden Gutachten die Grenzwerte für Nitrit linear interpoliert.

**Tabelle 21:** Grenzwerte der Nitritkonzentration für Fische (Salmoniden) in Abhängigkeit von der begleitenden Chloridkonzentration. Zur Festlegung der Quantil<sub>0,95</sub>-Werte wurde der Faktor 3,0 auf die Mittelwerte angewandt (nach EIFAC (1984), zitiert in Hamm (1991)).

Chlorid mg/L	Mittelwert NO <sub>2</sub> -N mg/L	Quantil <sub>0,95</sub> NO <sub>2</sub> -N mg/L
1	0,01	0,03
5	0,05	0,15
10	0,09	0,27
20	0,12	0,36
40	0,15	0,45

Die Ergebnisse eines Projekts zur Überarbeitung der Orientierungswerte (Werte für die Grenze "gut"/"mäßig") nennen für diesen Gewässertyp einen einzuhaltenden Jahresmittelwert von 0,050 mg/L, der in naher Zukunft relevant werden könnte (LAWA 2014). Allerdings wird hier keine Korrelation zur begleitenden Chloridkonzentration berücksichtigt, und die Immissionskonzentration ist für einen anderen Bemessungsabfluss (MQ) zu berechnen, so dass sich meist weniger strenge Emissionswerte ergeben würden.



### 4.2.3 Nitrat

Nitrat-Grenzwerte sind keine Obergrenzen zur Vermeidung toxischer Wirkungen auf die Gewässerorganismen, sondern dienen der Frachtbegrenzung im Sinne einer Begrenzung der Nährstoffmenge in den Gewässern.

Für Nitrat gibt es keine Richt- oder Grenzwertangaben bei den typspezifischen Hintergrund- und Orientierungswerten (LAWA 2007). Lediglich in LAWA (1998) werden Werte für chemische Gewässergüteklassen genannt. Diese bieten wegen ihres fehlenden Bezugs auf Gewässertypen nur eine grobe Orientierung und besitzen keine Rechtsverbindlichkeit. In der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2011) wird bezüglich Nitrat für das Vorliegen des "Guten chemischen Zustands" im Gewässer ein Durchschnittswert von höchstens 50 mg/L  $\text{NO}_3 = 11,3 \text{ mg/L NO}_3\text{-N}$  gefordert. Die Ergebnisse eines Projekts zur Überarbeitung der Orientierungswerte (Werte für die Grenze "gut"/"mäßig") lassen allerdings für diesen Gewässertyp eine deutliche Reduzierung auf 5,0 mg/L in naher Zukunft möglich erscheinen (LAWA 2014).

### 4.2.4 Orthophosphat und Gesamtphosphor

Phosphor ist im Gewässer nicht relevant unter dem Gesichtspunkt der Toxizität. Da Phosphor in Binnengewässern in der Regel den für das Pflanzen- und Algenwachstum limitierenden Nährstoff darstellt, sind Phosphor-Parameter geeignet, das trophische Potenzial in Fließgewässern anzuzeigen. Mit dem Parameter Orthophosphat wird die gelöst vorliegende und deshalb gut bioverfügbare P-Fraktion erfasst, mit dem Gesamtphosphor darüber hinaus auch die weniger gut verfügbaren gebundenen und partikulären Anteile. Die Konzentration von Phosphor hat jedoch keinen unmittelbaren Effekt auf die Gewässerfauna. Erst die Sekundärwirkungen der pflanzlichen Produktion (nächtliche Pflanzenatmung und Stoffabbau unter Sauerstoffzehrung) beeinflussen die tierische Besiedlung schlagen sich in einer Saprobiezunahme nieder. Darüber hinaus kann die pflanzliche Produktion Photosynthese-bedingt den pH-Wert erhöhen, was toxische Sekundäreffekte zur Folge haben kann: Ein Ansteigen des pH-Werts in Gegenwart von Ammonium erhöht die Wahrscheinlichkeit der Freisetzung von Ammoniak, welches ein unmittelbares Schadpotenzial für Organismen hat (Kapitel 4.2.1).

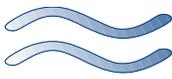
In LAWA (2007) wird für den Gewässertyp Wilden Gutach (Typ 9) als Hintergrundwert für Orthophosphat 0,020 mg/L angesetzt (= Grenzwert für den "Sehr guten Zustand") und als Orientierungswert 0,070 mg/L (= Grenzwert für den "Guten Zustand"). Für Gesamtphosphor lauten die entsprechenden Werte 0,050 mg/L und 0,100 mg/L. Diese Werte sind für die jeweilige Ökologische Zustandsklasse im Mittel einzuhalten.

### 4.2.5 Biochemischer und Chemischer Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub> und CSB)

Der **Biochemische Sauerstoffbedarf** gibt Auskunft über das Ausmaß der im Gewässer vorhandenen, unter aeroben Bedingungen biologisch (v. a. bakteriell) leicht abbaubaren Stoffe. Er ist somit ein Ausdruck für das biochemische Sauerstoffzehrungspotenzial.

Nach LAWA (2007) sind für den Gewässertyp der Wilden Gutach (Typ 9) bzgl. des BSB<sub>5</sub> ein Hintergrundwert von max. 2,0 mg/L und ein Orientierungswert von max. 4,0 mg/L anzunehmen. Diese Werte markieren jeweils die Grenze des Übergangs von der "Sehr guten" zur "Guten" bzw. von der "Guten" zur "Mäßigen" Ökologischen Zustandsklasse und sind als Mittelwerte definiert.

Die Ergebnisse eines Projekts zur Überarbeitung der Orientierungswerte (Werte für die Grenze "gut"/"mäßig") lassen allerdings für diesen Gewässertyp eine Reduzierung auf 3,0 mg/L in naher Zukunft möglich erscheinen (LAWA 2014).



Der **Chemische Sauerstoffbedarf** ist ein Maß für die im Gewässer vorhandenen oxidierbaren Substanzen. Er ist somit ein Ausdruck für das gesamte Sauerstoffzehrungspotenzial, das Wasserinhaltsstoffen innewohnt. Da auf den meisten Kläranlagen jedoch nur noch der CSB gemessen wird (nicht der BSB<sub>5</sub>), sind gewässerbezogene Aussagen für BSB<sub>5</sub> nur möglich über den Umweg, das für die betreffende Kläranlage typische Verhältnis von CSB zu BSB<sub>5</sub> anhand einiger eigens hierzu ausgeführter Messungen zu bestimmen (Tabelle 15). Für den CSB selbst lässt sich jedoch keine gewässerträgliche durchschnittliche oder maximale Einleitekonzentration angeben, da hierfür keine immissionsbezogenen Kriterien (Richt- oder Grenzwerte) vorliegen.

## 4.3 Ergebnisse und Bewertungen

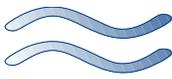
### 4.3.1 Ammonium / Ammoniak

Anm.: In der bestehenden Betriebserlaubnis der Kläranlage Simonswald ist für Ammonium kein maximaler Einleitewert festgelegt, sondern nur für Stickstoff (anorg.) in Höhe von 12 mg/L.

**Tabelle 22:** Ergebnisse der **Szenarien** für die Einleitung des Ablaufs der Kläranlage Simonswald in den Vorfluter Wilde Gutach **mit den ungünstigsten bei Trocken- bzw. Regenwetter gemessenen Werten** für Temperatur, pH und Ammoniumkonzentration. TW = Trockenwetter, RW = Regenwetter, MNQ = Mittlerer Niedrigwasserabfluss.

NH <sub>4</sub> -N/NH <sub>3</sub> -N	Szenariotyp	Pessimistisch/akut	
		TW	RW
	<b>Wetter</b>		
	<b>Abfluss</b>	MNQ	MNQ
Vorflut	Q L/s	790	790
	Temp. °C	16	16
	pH	7,80	7,50
	NH <sub>4</sub> -N mg/L	0,04	0,04
	NH <sub>3</sub> -N mg/L	0,001	0,000
Ablauf KA	Q L/s	29	51
	Temp. °C	18	18
	pH	7,00	7,00
	NH <sub>4</sub> -N mg/L	<b>2,40</b>	<b>3,14</b>
	NH <sub>3</sub> -N mg/L	0,008	0,011
Immission	Temp. °C	16,1	16,1
	pH	7,7	7,4
	NH <sub>4</sub> -N mg/L	0,12	0,23
	NH <sub>3</sub> -N mg/L	<b>0,002</b>	<b>0,002</b>
Grenzwert		0,020	0,020

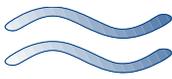
**Bewertung:** In den Szenarien mit den ungünstigsten gemessenen Werten für Temperatur, pH und Ammoniumkonzentration bleiben die Immissionswerte für Ammoniak bei Trocken- und Regenwetter noch sehr deutlich unter dem Grenzwert von 0,020 mg/L (BWK 2007).



**Tabelle 23:** Ergebnisse der Szenarien für die Einleitung des Ablaufs der Kläranlage Simonswald in den Vorfluter Wilde Gutach mit den ungünstigsten bei Trockenwetter gemessenen Werten für pH und Vorflut-Ammoniumkonzentration, berechnet für verschiedene Temperaturen. Die Ammonium-Emission der Kläranlage wurde jeweils so hoch eingegeben, dass der Immissionsgrenzwert für Ammoniak (BWK 2007) erreicht wird. TW = Trockenwetter, MNQ = Mittlerer Niedrigwasserabfluss.

NH4-N/NH3-N	Szenariotyp	Pessimistisch/akut				
		Wetter		TW		TW
		Abfluss		MNQ		MNQ
Vorflut	Q L/s	790	790	790	790	790
	Temp. °C	19	15	11	7	3
	pH	7,80	7,80	7,80	7,80	7,80
	NH4-N mg/L	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
	NH3-N mg/L	0,001	0,001	0,001	0,000	0,000
Ablauf KA	Q L/s	26	26	26	26	26
	Temp. °C	20	16	12	8	4
	pH	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00
	NH4-N mg/L	29,00	39,00	54,00	74,00	102,00
	NH3-N mg/L	0,115	0,115	0,117	0,118	0,117
Immission	Temp. °C	19,0	15,0	11,0	7,0	3,0
	pH	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8
	NH4-N mg/L	0,96	1,28	1,76	2,40	3,29
	NH3-N mg/L	0,020	0,020	0,020	0,020	0,020
Grenzwert		0,020	0,020	0,020	0,020	0,020

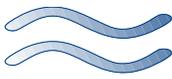
**Bewertung:** In den Trockenwetter-Szenarien mit den ungünstigsten gemessenen Werten für pH und Vorflut-Ammoniumkonzentration wird der Immissionsgrenzwert für Ammoniak (0,020 mg/L; BWK 2007) bei Ablauftemperaturen von 4-20°C mit Ablauf-Ammoniumkonzentrationen von 102 – 29 mg/L erreicht. Selbst die geringste dieser Konzentrationen liegt mit 29 mg/L weit über dem maximal gemessenen Trockenwetter-Ablaufwert der Kläranlage in Höhe von 2,40 mg/L im betrachteten Zeitraum. Das Risiko einer akut toxischen Ammoniakentwicklung ist demnach als äußerst gering anzusehen.



**Tabelle 24:** Ergebnisse der Szenarien für die Einleitung des Ablaufs der Kläranlage Simonswald in den Vorfluter Wilde Gutach mit den ungünstigsten bei Regenwetter gemessenen Werten für pH und Vorflut-Ammoniumkonzentration, berechnet für verschiedene Temperaturen. Die Ammonium-Emission der Kläranlage wurde jeweils so hoch eingegeben, dass der Immissionsgrenzwert für Ammoniak (BWK 2007) erreicht wird. RW = Trockenwetter, MNQ = Mittlerer Niedrigwasserabfluss.

NH4-N/NH3-N	Szenariotyp	Pessimistisch/akut				
		RW		MNQ		
	Wetter	RW	RW	RW	RW	RW
	Abfluss	MNQ	MNQ	MNQ	MNQ	MNQ
Vorflut	Q L/s	790	790	790	790	790
	Temp. °C	19	15	11	7	3
	pH	7,50	7,50	7,50	7,50	7,50
	NH4-N mg/L	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
	NH3-N mg/L	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Ablauf KA	Q L/s	47,5	47,5	47,5	47,5	47,5
	Temp. °C	20	16	12	8	4
	pH	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00
	NH4-N mg/L	<b>34,50</b>	<b>46,50</b>	<b>63,50</b>	<b>87,00</b>	<b>120,50</b>
	NH3-N mg/L	0,137	0,137	0,138	0,138	0,139
Immission	Temp. °C	19,1	15,1	11,1	7,1	3,1
	pH	7,4	7,4	7,4	7,4	7,4
	NH4-N mg/L	1,99	2,68	3,64	4,97	6,87
	NH3-N mg/L	<b>0,020</b>	<b>0,020</b>	<b>0,020</b>	<b>0,020</b>	<b>0,020</b>
Grenzwert		0,020	0,020	0,020	0,020	0,020

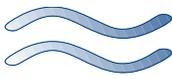
**Bewertung:** In den Regenwetter-Szenarien mit den ungünstigsten gemessenen Werten für pH und Vorflut-Ammoniumkonzentration wird der Immissionsgrenzwert für Ammoniak (0,020 mg/L; BWK 2007) bei Ablauftemperaturen von 4-20°C mit Ablauf-Ammoniumkonzentrationen von 120,5 – 34,5 mg/L erreicht. Selbst die geringste dieser Konzentrationen liegt mit 34,5 mg/L sehr deutlich über dem maximal gemessenen Regenwetter-Ablaufwert der Kläranlage in Höhe von 3,41 mg/L im betrachteten Zeitraum. Das Risiko einer akut toxischen Ammoniakentwicklung ist demnach als äußerst gering anzusehen.



**Tabelle 25:** Ergebnisse der **Szenarien** für die Einleitung des Ablaufs der Kläranlage Simonswald in den Vorfluter Wilde Gutach **mit den durchschnittlichen gemessenen Werten** für Temperatur, pH und Ammoniumkonzentration (Trocken- und Regenwetter). TW = Trockenwetter, RW = Regenwetter, MNQ = Mittlerer Niedrigwasserabfluss, MQ = Mittlerer Abfluss, Ø = Durchschnitt.

NH4-N/NH3-N	Szenariotyp	Ø/chronisch	
	Wetter	TW+RW	TW+RW
	Abfluss	MNQ	MQ
Vorflut	Q L/s	790	4430
	Temp. °C	13,5	13,5
	pH	7,30	7,30
	NH4-N mg/L	0,03	0,03
	NH3-N mg/L	0,000	0,000
Ablauf KA	Q L/s	8,8	8,8
	Temp. °C	14,80	14,80
	pH	6,90	6,90
	NH4-N mg/L	<b>0,45</b>	<b>0,45</b>
	NH3-N mg/L	0,001	0,001
Immission	Temp. °C	13,5	13,5
	pH	7,3	7,3
	NH4-N mg/L	0,03	0,03
	NH3-N mg/L	<b>0,0002</b>	<b>0,0001</b>
Grenzwert		0,004	0,001

**Bewertung:** In den Szenarien mit den durchschnittlichen gemessenen Werten für Temperatur, pH und Ammoniumkonzentration (über alle Wetter) liegt die Immissionskonzentration für Ammoniak bei einem Abfluss in Höhe des MNQ bzw. MQ bei 0,0002 mg/L bzw. 0,0001 mg/L. Die jeweiligen Grenzwerte in Höhe von 0,004 mg/L (MNQ-Szenario) bzw. 0,001 mg/L (MQ-Szenario) werden somit nicht erreicht.



**Tabelle 26:** Ergebnisse der Szenarien für die Einleitung des Ablaufs der Kläranlage Simonswald in den Vorfluter Wilde Gutach mit den durchschnittlichen gemessenen Werten für Temperatur, pH und Vorflut-Ammoniumkonzentration (Trocken- und Regenwetter). Die Ammonium-Emission der Kläranlage wurde so hoch eingegeben, dass der jeweilige Immissionsgrenzwert für Ammoniak (BWK 2007, LAWA 2014) erreicht wird. TW = Trockenwetter, RW = Regenwetter, MNQ = Mittlerer Niedrigwasserabfluss, MQ = Mittlerer Abfluss, Ø = Durchschnitt.

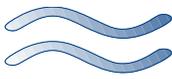
NH4-N/NH3-N	Szenariotyp	Ø/chronisch	
	Wetter	TW+RW	TW+RW
	Abfluss	MNQ	MQ
Vorflut	Q L/s	790	4430
	Temp. °C	13,5	13,5
	pH	7,30	7,30
	NH4-N mg/L	0,03	0,03
	NH3-N mg/L	0,000	0,000
Ablauf KA	Q L/s	8,8	8,8
	Temp. °C	14,80	14,80
	pH	6,90	6,90
	NH4-N mg/L	<b>74,0</b>	<b>85,0</b>
	NH3-N mg/L	0,158	0,182
Immission	Temp. °C	13,5	13,5
	pH	7,3	7,3
	NH4-N mg/L	0,84	0,20
	NH3-N mg/L	<b>0,004</b>	<b>0,001</b>
Grenzwert		0,004	0,001

**Bewertung:** In den Szenarien mit den durchschnittlichen gemessenen Werten für Temperatur, pH und Vorflut-Ammoniumkonzentration (über alle Wetter) wird bei einem Abfluss in Höhe des MNQ bzw. des MQ der jeweilige Immissionsgrenzwert für Ammoniak (BWK 2007, LAWA 2014) mit durchschnittlichen Ablauf-Ammoniumkonzentrationen von 74,0 bzw. 85,0 mg/L erreicht. Diese Konzentrationen liegen sehr deutlich über dem gemessenen durchschnittlichen Ablaufwert der Kläranlage in Höhe von 0,45 mg/L im betrachteten Zeitraum. Das Risiko einer chronisch toxischen Ammoniakentwicklung ist demnach als äußerst gering anzusehen.

#### Zusammenfassende Bewertung der Szenarienergebnisse für Ammonium / Ammoniak:

Unter **pessimalen Bedingungen** (Tabelle 22, Tabelle 23, Tabelle 24) sind akut toxische Immissionskonzentrationen von Ammoniak im Vorfluter weder bei Trockenwetter noch bei Regenwetter zu erwarten. Das Risiko einer akut toxischen Ammoniakentwicklung ist als äußerst gering anzusehen.

Unter **durchschnittlichen Bedingungen** (Tabelle 25, Tabelle 26) ist keine Überschreitung der chronisch relevanten Ammoniak-Immissionsgrenzwerte zu erwarten. Das Risiko einer chronisch toxischen Ammoniakentwicklung ist als äußerst gering anzusehen.



Neben der Toxizität ist auch die **Eutrophierungswirkung** relevant für die Beurteilung der Gewässerverträglichkeit. Die Wilde Gutach weist oberhalb des Einleitpunkts der Kläranlage gemäß den Messergebnissen im Mittel eine Ammoniumkonzentration von 0,03 mg/l auf (Tabelle 18). Dies liegt für diesen Gewässertyp (Typ 9) im Bereich der Hintergrundwerte (LAWA 2007), entsprechend dem "sehr guten" Zustand (obere Klassengrenze 0,04 mg/L). Im Durchschnitts-Szenario bei MQ (Tabelle 25, rechte Spalte) bewirkt die Kläranlagenemission keine erkennbare Erhöhung der Konzentration im Vorfluter. Eine wesentliche Eutrophierungswirkung ist somit nicht anzunehmen.

Ausgehend von einem störungsfreien Betrieb der Kläranlage ergeben sich aus den vorliegenden Ergebnissen deshalb **für Ammonium keine gewässerbezogenen Anforderungen** an die Kläranlageneinleitung.

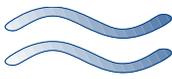
#### 4.3.2 Nitrit

Anm.: In der bestehenden Betriebserlaubnis der Kläranlage Simonswald ist für Nitrit kein maximaler Einleitwert festgelegt, sondern nur für Stickstoff (anorg.) in Höhe von 12 mg/L.

**Tabelle 27:** Ergebnisse der **Szenarien** für die Einleitung des Ablaufs der Kläranlage Simonswald in den Vorfluter Wilde Gutach **mit den ungünstigsten bei Trocken- bzw. Regenwetter gemessenen Werten** für Chlorid- und Nitritkonzentration. TW = Trockenwetter, RW = Regenwetter, MNQ = Mittlerer Niedrigwasserabfluss.

Cl <sup>-</sup> /NO <sub>2</sub> -N	Szenariotyp	Pessimistisch/akut	
		TW	RW
	<b>Wetter</b>		
	<b>Abfluss</b>	MNQ	MNQ
Vorflut	Q L/s	4430	4430
	Chlorid mg/L	3,0	3,0
	NO <sub>2</sub> -N mg/L	0,023	0,023
Ablauf KA	Q L/s	29	51
	Chlorid mg/L	29,0	29,0
	NO <sub>2</sub> -N mg/L	<b>0,774</b>	<b>0,573</b>
Immission	Chlorid mg/L	3,2	3,3
	NO <sub>2</sub> -N mg/L	<b>0,028</b>	<b>0,029</b>
Grenzwert		0,090	0,090

**Bewertung:** In den Szenarien mit den ungünstigsten gemessenen Werten für die Chlorid- und Nitritkonzentration bleiben die Immissionswerte bei Trocken- und Regenwetter deutlich unter dem Grenzwert von 0,090 mg/L (EIFAC 1984).



**Tabelle 28:** Ergebnisse der Szenarien für die Einleitung des Ablaufs der Kläranlage Simonswald in den Vorfluter Wilde Gutach mit den ungünstigsten bei Trocken- bzw. Regenwetter gemessenen Werten für Chloridkonzentration und Vorflut-Nitritkonzentration. Die Nitrit-Emission der Kläranlage wurde jeweils so hoch eingegeben, dass der Immissionsgrenzwert (EIFAC 1984) erreicht wird. TW = Trockenwetter, RW = Regenwetter, MNQ = Mittlerer Niedrigwasserabfluss.

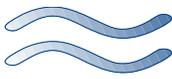
Cl <sup>-</sup> /NO <sub>2</sub> -N	Szenariotyp	Pessimistisch/akut	
		TW	RW
	<b>Wetter</b>		
	<b>Abfluss</b>	MNQ	MNQ
Vorflut	Q L/s	4430	4430
	Chlorid mg/L	3,0	3,0
	NO <sub>2</sub> -N mg/L	0,023	0,023
Ablauf KA	Q L/s	26	47,5
	Chlorid mg/L	29,0	29,0
	NO <sub>2</sub> -N mg/L	<b>11,500</b>	<b>6,350</b>
Immission	Chlorid mg/L	3,2	3,3
	NO <sub>2</sub> -N mg/L	<b>0,090</b>	<b>0,090</b>
Grenzwert		0,090	0,090

**Bewertung:** In den Trocken- und Regenwetter-Szenarien mit den ungünstigsten gemessenen Werten für die Chloridkonzentration und Vorflut-Nitritkonzentration wird der Immissionsgrenzwert für Nitrit (0,090 mg/L; EIFAC 1984) mit Ablauf-Nitritkonzentrationen von 11,5 bzw. 6,35 mg/L erreicht. Selbst die geringere dieser Konzentrationen liegt noch weit über dem maximal gemessenen Ablaufwert der Kläranlage in Höhe von 0,77 mg/L im betrachteten Zeitraum. Das Risiko des Auftretens einer akut toxischen Nitritkonzentration ist demnach als äußerst gering anzusehen.

**Tabelle 29:** Ergebnisse der Szenarien für die Einleitung des Ablaufs der Kläranlage Simonswald in den Vorfluter Wilde Gutach mit den durchschnittlichen gemessenen Werten für Chlorid- und Nitritkonzentration (Trocken- und Regenwetter). TW = Trockenwetter, RW = Regenwetter, MNQ = Mittlerer Niedrigwasserabfluss, MQ = Mittlerer Abfluss, Ø = Durchschnitt.

Cl <sup>-</sup> /NO <sub>2</sub> -N	Szenariotyp	Ø/chronisch	
		TW+RW	TW+RW
	<b>Wetter</b>		
	<b>Abfluss</b>	MNQ	MQ
Vorflut	Q L/s	790	4430
	Chlorid mg/L	5,0	5,0
	NO <sub>2</sub> -N mg/L	0,010	0,010
Ablauf KA	Q L/s	8,8	8,8
	Chlorid mg/L	58,00	58,00
	NO <sub>2</sub> -N mg/L	<b>0,149</b>	<b>0,149</b>
Immission	Chlorid mg/L	5,6	5,1
	NO <sub>2</sub> -N mg/L	<b>0,012</b>	<b>0,010</b>
Grenzwert		0,060	0,030

**Bewertung:** In den Szenarien mit den durchschnittlichen gemessenen Werten für die Chlorid- und Nitritkonzentration (über alle Wetter) erreicht die Immissionskonzentration für Nitrit bei einem Abfluss in Höhe des MNQ bzw. MQ einen Wert von 0,012 mg/L bzw. 0,010 mg/L. Dies liegt deutlich unter den jeweiligen Grenzwerten in Höhe von 0,060 mg/L (EIFAC 1984) bzw. 0,030 mg/L (LA-WA 2014).



**Tabelle 30:** Ergebnisse der Szenarien für die Einleitung des Ablaufs der Kläranlage Simonswald in den Vorfluter Wilde Gutach mit den durchschnittlichen gemessenen Werten für Chloridkonzentration und Vorflut-Nitritkonzentration (Trocken- und Regenwetter). Die Nitrit-Emission der Kläranlage wurde so hoch eingegeben, dass der jeweilige Immissionsgrenzwert (EIFAC 1984, LAWA 2014) erreicht wird. TW = Trockenwetter, RW = Regenwetter, MNQ = Mittlerer Niedrigwasserabfluss, MQ = Mittlerer Abfluss, Ø = Durchschnitt.

Cl <sup>-</sup> /NO <sub>2</sub> -N	Szenariotyp	Ø/chronisch	
		TW+RW	TW+RW
	Wetter	TW+RW	TW+RW
	Abfluss	MNQ	MQ
Vorflut	Q L/s	790	4430
	Chlorid mg/L	5,0	5,0
	NO <sub>2</sub> -N mg/L	0,010	0,010
Ablauf KA	Q L/s	8,8	8,8
	Chlorid mg/L	58,0	58,0
	NO <sub>2</sub> -N mg/L	4,550	10,300
Immission	Chlorid mg/L	5,6	5,1
	NO <sub>2</sub> -N mg/L	0,060	0,030
Grenzwert		0,060	0,030

**Bewertung:** In den Szenarien mit den durchschnittlichen gemessenen Werten für die Chloridkonzentration und Vorflut-Nitritkonzentration (über alle Wetter) wird bei einem Abfluss in Höhe des MNQ bzw. MQ der jeweilige Immissionsgrenzwert (EIFAC 1984, LAWA 2014) mit durchschnittlichen Ablauf-Nitritkonzentrationen von 4,55 bzw. 10,3 mg/L erreicht. Diese Konzentrationen liegen sehr deutlich über dem gemessenen durchschnittlichen Ablaufwert der Kläranlage in Höhe von 0,149 mg/L im betrachteten Zeitraum. Das Risiko des Auftretens einer chronisch toxischen Nitritkonzentration ist demnach als äußerst gering anzusehen.

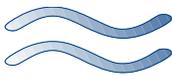
#### Zusammenfassende Bewertung der Szenarienergebnisse für Nitrit:

Unter **pessimalen Bedingungen** (Tabelle 27, Tabelle 28) sind kritische Immissionskonzentrationen im Vorfluter weder bei Trockenwetter zu erwarten noch bei Regenwetter. Gemäß den Szenarienergebnissen wird der Immissionsgrenzwert erst mit Ablaufkonzentrationen der Kläranlage von 21,0 mg/L (TW) bzw. 6,35 mg/L (RW) erreicht, also weit über dem maximalen im Betrachtungszeitraum gemessenen Ablaufwert von 0,774 mg/L.

Unter **durchschnittlichen Bedingungen** (Tabelle 29, Tabelle 30) ist keine Überschreitung der chronisch relevanten Nitrit-Immissionsgrenzwerte zu erwarten. Dies könnte gemäß den Szenarien erst bei durchschnittlichen Ablaufkonzentrationen von mehr als 4,55 mg/l Nitrit eintreten, was weit entfernt ist von der im Betrachtungszeitraum gemessenen Durchschnittskonzentration in Höhe von 0,149 mg/L.

Die im betrachteten Zeitraum gemessenen Nitrit-Ablaufwerte der Kläranlage betragen im Mittel 0,149 mg/L und maximal 0,774 mg/L. Ein wesentlicher Einfluss auf den **Trophiezustand** des Gewässers ist deshalb nicht anzunehmen.

Ausgehend von einem störungsfreien Betrieb der Kläranlage ergeben sich aus den vorliegenden Ergebnissen deshalb **für Nitrit keine gewässerbezogenen Anforderungen** an die Kläranlageneinleitung.



### 4.3.3 Nitrat

Anm.: In der bestehenden Betriebserlaubnis der Kläranlage Simonswald ist für Nitrat kein maximaler Einleitwert festgelegt, sondern nur für Stickstoff (anorg.) in Höhe von 12 mg/L. Im Mittel liegen im Kläranlagenablauf 87,4% des anorganischen Stickstoffs in Form von Nitrat vor (vgl. Tabelle 11). Daraus ergibt sich als hypothetischer max. Ablaufwert für Nitrat eine Konzentration von 10,5 mg/L.

**Tabelle 31:** Ergebnis des Szenarios für die Einleitung des Ablaufs der Kläranlage Simonswald in den Vorfluter Wilde Gutach mit den durchschnittlichen gemessenen Werten für die Nitratkonzentration (Trocken- und Regenwetter). TW = Trockenwetter, RW = Regenwetter, MQ = Mittlerer Abfluss, Ø = Durchschnitt.

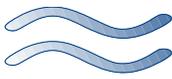
NO3-N	Szenariotyp	Ø
	Wetter	TW+RW
	Abfluss	MQ
Vorflut	Q L/s	4430
	NO3-N mg/L	0,86
Ablauf KA	Q L/s	8,8
	NO3-N mg/L	4,11
Immission	NO3-N mg/L	0,87
Grenzwert		11,3 / 5,0

**Bewertung:** Im Szenario mit dem durchschnittlichen gemessenen Wert für die Nitratkonzentration (über alle Wetter) steigt die Immissionskonzentration im Vorfluter durch den Beitrag der Kläranlage von 0,86 mg/L nur geringfügig auf 0,87 mg/L. Dies liegt sehr deutlich unter den Grenzwerten in Höhe von 11,3 mg/L (OgewV 2011) bzw. 5,0 mg/L (LAWA 2014).

**Tabelle 32:** Ergebnis des Szenarios für die Einleitung des Ablaufs der Kläranlage Simonswald in den Vorfluter Wilde Gutach mit dem durchschnittlichen gemessenen Wert für die Nitratkonzentration im Vorfluter und dem auf Basis des Verhältnisses zu Stickstoff (anorg.) errechneten max. Ablaufwert für die Kläranlage (Trocken- und Regenwetter). TW = Trockenwetter, RW = Regenwetter, MQ = Mittlerer Abfluss, Ø = Durchschnitt.

NO3-N	Szenariotyp	Ø
	Wetter	TW+RW
	Abfluss	MQ
Vorflut	Q L/s	4430
	NO3-N mg/L	0,86
Ablauf KA	Q L/s	8,8
	NO3-N mg/L	10,50
Immission	NO3-N mg/L	0,88
Grenzwert		11,3 / 5,0

**Bewertung:** Im Szenario mit dem durchschnittlichen gemessenen Wert für die Nitratkonzentration im Vorfluter und dem auf Basis des Verhältnisses zu Stickstoff (anorg.) errechneten max. Ablaufwert für die Kläranlage (über alle Wetter) steigt die Immissionskonzentration im Vorfluter durch den Beitrag der Kläranlage von 0,86 mg/L nur geringfügig auf 0,88 mg/L. Dies liegt sehr deutlich unter den Grenzwerten in Höhe von 11,3 mg/L (OgewV 2011) bzw. 5,0 mg/L (LAWA 2014).



### Zusammenfassende Bewertung der Szenarienergebnisse für Nitrat:

Die Auswirkungen der Nitratemissionen der Kläranlage auf den Vorfluter sind zahlenmäßig nur gering, was vor allem auf das Vorflutverhältnis von rund 500:1 (bei MQ) zurückzuführen ist. Die Immissionsergebnisse bleiben mit < 1 mg/L weit unter den Grenzwerten in Höhe von 11,3 mg/L (OgewV 2011) bzw. 5,0 mg/L (LAWA 2014). Eine wesentliche Auswirkung der Kläranlageneinleitung auf den **Trophiezustand** des Gewässers ist deshalb nicht zu erwarten.

Ausgehend von einem störungsfreien Betrieb der Kläranlage ergeben sich aus den vorliegenden Ergebnissen deshalb **für Nitrat keine gewässerbezogenen Anforderungen** an die Kläranlageneinleitung.

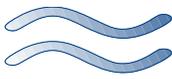
### 4.3.4 Orthophosphat und Gesamtphosphor

Anm.: In der bestehenden Betriebserlaubnis der Kläranlage Simonswald ist für Orthophosphat kein maximaler Einleitewert festgelegt, sondern nur für Gesamtphosphor in Höhe von 2 mg/L. Im Mittel liegen 95,3% des Gesamtphosphors im Kläranlagenablauf in Form von Orthophosphat vor (vgl. Tabelle 16). Daraus ergibt sich als hypothetischer max. Ablaufwert für Orthophosphat eine Konzentration von 1,91 mg/L.

**Tabelle 33:** Ergebnis des **Szenarios** für die Einleitung des Ablaufs der Kläranlage Simonswald in den Vorfluter Wilde Gutach **mit den durchschnittlichen gemessenen Werten** für die Orthophosphatkonzentration (Trocken- und Regenwetter). TW = Trockenwetter, RW = Regenwetter, MQ = Mittlerer Abfluss, Ø = Durchschnitt.

oPO4-P	Szenariotyp	Ø
	<b>Wetter</b>	TW+RW
	<b>Abfluss</b>	MQ
Vorflut	Q L/s	4430
	oPO4-P mg/L	0,035
Ablauf KA	Q L/s	8,8
	oPO4-P mg/L	<b>1,19</b>
Immission	oPO4-P mg/L	<b>0,037</b>
Grenzwert		0,070

**Bewertung:** Im Szenario mit dem durchschnittlichen gemessenen Wert für die Orthophosphatkonzentration (über alle Wetter) steigt die Immissionskonzentration im Vorfluter durch den Beitrag der Kläranlage von 0,035 mg/L auf 0,037 mg/L. Diese Werte liegen in der unteren Hälfte des Bereichs für den "guten" Zustand (Spanne 0,020- 0,070 mg/L; LAWA 2007).



**Tabelle 34:** Ergebnis des Szenarios für die Einleitung des Ablaufs der Kläranlage Simonswald in den Vorfluter Wilde Gutach mit dem durchschnittlichen gemessenen Wert für die Orthophosphatkonzentration im Vorfluter und dem auf Basis des Verhältnisses zu Gesamtphosphor errechneten max. Ablaufwert für die Kläranlage (Trocken- und Regenwetter). TW = Trockenwetter, RW = Regenwetter, MQ = Mittlerer Abfluss,  $\emptyset$  = Durchschnitt.

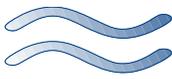
oPO4-P	Szenariotyp	$\emptyset$
	<b>Wetter</b>	TW+RW
	<b>Abfluss</b>	MQ
Vorflut	Q L/s	4430
	oPO4-P mg/l	0,035
Ablauf KA	Q L/s	8,8
	oPO4-P mg/l	<b>1,91</b>
Immission	oPO4-P mg/l	<b>0,039</b>
Grenzwert		0,070

**Bewertung:** Im Szenario mit dem durchschnittlichen gemessenen Wert für die Orthophosphatkonzentration im Vorfluter und dem auf Basis des Verhältnisses zu Gesamtphosphor errechneten max. Ablaufwert für die Kläranlage (über alle Wetter) steigt die Immissionskonzentration im Vorfluter durch den Beitrag der Kläranlage von 0,035 mg/L auf 0,039 mg/L. Diese Werte liegen in der unteren Hälfte des Bereichs für den "guten" Zustand (Spanne 0,020- 0,070 mg/L; LAWA 2007).

**Tabelle 35:** Ergebnis des Szenarios für die Einleitung des Ablaufs der Kläranlage Simonswald in den Vorfluter Wilde Gutach mit den durchschnittlichen gemessenen Werten für die Gesamtphosphorkonzentration (Trocken- und Regenwetter). TW = Trockenwetter, RW = Regenwetter, MQ = Mittlerer Abfluss,  $\emptyset$  = Durchschnitt.

Pgesamt	Szenariotyp	$\emptyset$
	<b>Wetter</b>	TW+RW
	<b>Abfluss</b>	MQ
Vorflut	Q L/s	4430
	Pgesamt mg/L	0,040
Ablauf KA	Q L/s	17,4
	Pgesamt mg/L	<b>1,25</b>
Immission	Pgesamt mg/L	<b>0,042</b>
Grenzwert		0,050

**Bewertung:** Im Szenario mit dem durchschnittlichen gemessenen Wert für die Gesamtphosphorkonzentration (über alle Wetter) steigt die Immissionskonzentration im Vorfluter durch den Beitrag der Kläranlage von 0,040 mg/L auf 0,042 mg/L. Diese Werte liegen im oberen Bereich des "sehr guten" Zustands (Grenze 0,050 mg/L; LAWA 2007).



**Tabelle 36:** Ergebnis des Szenarios für die Einleitung des Ablaufs der Kläranlage Simonswald in den Vorfluter Wilde Gutach mit dem durchschnittlichen gemessenen Wert für die Gesamtposphorkonzentration im Vorfluter und dem genehmigten max. Ablaufwert für die Kläranlage (Trocken- und Regenwetter). TW = Trockenwetter, RW = Regenwetter, MQ = Mittlerer Abfluss, Ø = Durchschnitt.

Pgesamt	Szenariotyp	Ø
	<b>Wetter</b>	TW+RW
	<b>Abfluss</b>	MQ
Vorflut	Q L/s	4430
	Pgesamt mg/L	0,040
Ablauf KA	Q L/s	8,8
	Pgesamt mg/L	<b>2,00</b>
Immission	Pgesamt mg/L	<b>0,044</b>
Grenzwert		0,050

**Bewertung:** Im Szenario mit dem durchschnittlichen gemessenen Wert für die Gesamtposphorkonzentration im Vorfluter und dem genehmigten max. Ablaufwert für die Kläranlage (über alle Wetter) steigt die Immissionskonzentration im Vorfluter durch den Beitrag der Kläranlage von 0,040 mg/L auf 0,044 mg/L. Diese Werte liegen im oberen Bereich des "sehr guten" Zustands (Grenze 0,050 mg/L; LAWA 2007).

#### **Zusammenfassende Bewertung der Szenarienergebnisse für Orthophosphat und Gesamtposphor:**

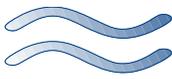
Die Auswirkungen der Phosphoremissionen der Kläranlage auf den Vorfluter sind zahlenmäßig nur gering, was vor allem auf das Vorflutverhältnis von rund 500:1 (bei MQ) zurückzuführen ist.

Zu beachten ist jedoch, dass die **Zustandseinstufung** des Vorfluters (oberhalb wie unterhalb der Kläranlage) bezüglich Gesamtposphor noch in den "sehr guten" Bereich fällt, bezüglich Orthophosphat jedoch nur in den "guten" Bereich (Tabelle 18). Die Messwerte der LUBW-Messstelle CEL402, die flussaufwärts der Kläranlage gelegen ist (vgl. Abb. 9), bestätigen dieses Bild mit Durchschnittskonzentrationen von 0,028 mg/L (Orthophosphat) bzw. 0,041 mg/L (Gesamtposphor) (s. Tabelle 19). Insgesamt wäre für den Vorfluter also die Erreichung des "sehr guten" Zustands auch bezüglich Orthophosphat anzustreben.

Dies kann nicht allein durch Reduzierung der Phosphoremission der Kläranlage geleistet werden, sondern muss auch auf Phosphoreinträge zielen, die bereits oberhalb der Kläranlage Simonswald stattfinden. In diesem Zusammenhang ist insbesondere auf die Einleitung geklärten Abwassers aus der Kläranlage St. Märgen sowie aus zahlreichen Kleinkläranlagen (gem. mdl. Mitteilung LRA Emmendingen) hinzuweisen.

Mit einer Ablaufkonzentration von durchschnittlich 1,25 mg/L Gesamtposphor ist die Kläranlage Simonswald jedoch ebenfalls eine nicht unerhebliche Quelle von Orthophosphat (rund 95% des Gesamtposphors im Kläranlagenablauf sind Orthophosphat, vgl. Tabelle 16).

Angesichts des relativ nährstoffarmen Ausgangszustands des Vorfluters, der Schlüsselrolle des Phosphors als wachstumsbegrenzendem Nährstoff und im Hinblick auf die belastungsanzeigenden Ergebnisse aus den biologischen Untersuchungen (vgl. Kap. 3) **ist es wünschenswert, die durchschnittlichen Phosphor-Ablaufkonzentrationen aus der Kläranlage so weit wie möglich zu reduzieren.**



#### 4.3.5 Biochemischer und Chemischer Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub> und CSB)

Anm.: Die für die Kläranlage bisher genehmigten Einleitewerte betragen 25 mgO<sub>2</sub>/L (BSB<sub>5</sub>) und 45 mgO<sub>2</sub>/L (CSB). Im Mittel beträgt der Anteil des BSB<sub>5</sub> am CSB im Kläranlagenablauf ca. 20% (vgl. Tabelle 15 und Erläuterung hierzu).

**Tabelle 37:** Ergebnis des Szenarios für die Einleitung des Ablaufs der Kläranlage Simonswald in den Vorfluter Wilde Gutach mit den durchschnittlichen gemessenen/errechneten Werten für den Biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub>; Trocken- und Regenwetter). TW = Trockenwetter, RW = Regenwetter, MQ = Mittlerer Abfluss, Ø = Durchschnitt. BSB<sub>5</sub>-Werte für die Kläranlage errechnet aus CSB-Messwerten, vgl. Erläuterung in Kap. 4.1.

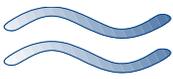
BSB5	Szenariotyp	Ø
	<b>Wetter</b>	TW+RW
	<b>Abfluss</b>	MQ
Vorflut	Q L/s	4430
	BSB5 mgO <sub>2</sub> /L	3,0
Ablauf KA	Q L/s	17,4
	BSB5 mgO <sub>2</sub> /L	<b>5,5</b>
Immission	BSB5 mgO <sub>2</sub> /L	<b>3,0</b>
Grenzwert		4,0 / 3,0

**Bewertung:** Im Szenario mit dem durchschnittlichen gemessenen/errechneten Wert für den Biochemischen Sauerstoffbedarf (über alle Wetter) steigt die Immissionskonzentration im Vorfluter durch den Beitrag der Kläranlage um weniger als 0,1 mgO<sub>2</sub>/L. Der Vorfluter liegt nach aktueller Bewertung (LAWA 2007) im "sehr guten" Zustand, nach zukünftig möglicher Bewertung (LAWA 2014) an der Grenze zwischen "sehr gutem" und "gutem" Zustand.

**Tabelle 38:** Ergebnis des Szenarios für die Einleitung des Ablaufs der Kläranlage Simonswald in den Vorfluter Wilde Gutach mit dem durchschnittlichen gemessenen Wert für die den Biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub>) im Vorfluter und dem genehmigten max. Einleitewert für die Kläranlage (Trocken- und Regenwetter). TW = Trockenwetter, RW = Regenwetter, MQ = Mittlerer Abfluss, Ø = Durchschnitt.

BSB5	Szenariotyp	Ø
	<b>Wetter</b>	TW+RW
	<b>Abfluss</b>	MQ
Vorflut	Q L/s	4430
	BSB5 mgO <sub>2</sub> /L	3,0
Ablauf KA	Q L/s	8,8
	BSB5 mgO <sub>2</sub> /L	<b>25,0</b>
Immission	BSB5 mgO <sub>2</sub> /L	<b>3,0</b>
Grenzwert		4,0 / 3,0

**Bewertung:** Im Szenario mit dem durchschnittlichen gemessenen/errechneten Wert für den Biochemischen Sauerstoffbedarf im Vorfluter und dem genehmigten max. Einleitewert für die Kläranlage (über alle Wetter) steigt die Immissionskonzentration im Vorfluter durch den Beitrag der Kläranlage um weniger als 0,1 mgO<sub>2</sub>/L. Der Vorfluter liegt nach aktueller Bewertung (LAWA 2007) im "sehr guten" Zustand, nach zukünftig möglicher Bewertung (LAWA 2014) an der Grenze zwischen "sehr gutem" und "gutem" Zustand.



### **Zusammenfassende Bewertung der Szenarienergebnisse für Biochemischen und Chemischen Sauerstoffbedarf:**

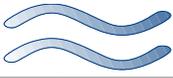
Ausgehend von einem Anteil des BSB<sub>5</sub> am CSB in Höhe von 20% (Tabelle 15 und Erläuterung) führten die bisher im Betrieb realisierten Ablaufwerte (Tabelle 11) zu BSB<sub>5</sub>-Emissionen von durchschnittlich 5,5 mgO<sub>2</sub>/L und maximal 9,4 mgO<sub>2</sub>/L, blieben also deutlich unter dem genehmigten Einleitewert von 25 mgO<sub>2</sub>/L.

Im Vorfluter konnten bei den 2014 durchgeführten biologischen Untersuchungen (Kapitel 3) keine Hinweise auf gewässerökologische Defizite in der Wirbellosenfauna gefunden werden, die auf eine BSB<sub>5</sub>-Problematik (Sauerstoffdefizite) hinweisen. Die bisher realisierten Einleitekonzentrationen (mutmaßlich durchschnittlich 5,5 mgO<sub>2</sub>/L und maximal 9,4 mgO<sub>2</sub>/L) sind deshalb als gewässerverträglich einzuschätzen.

Die Ergebnisse der Szenarien für die Einleitung des Ablaufs der Kläranlage Simonswald in den Vorfluter Wilde Gutach unter durchschnittlichen Bedingungen zeigen, dass die BSB<sub>5</sub>-Konzentration der Vorflut durch die Emissionen der Kläranlage selbst bei Ausnutzung des bisher genehmigten Einleitewerts nur in sehr geringem Ausmaß beeinflusst wird. Der aktuell bzgl. BSB<sub>5</sub> als "sehr gut" zu bewertende Zustand der Wilden Gutach wird gemäß der Szenarienergebnisse durch den Kläranlagenablauf nicht erkennbar verändert. Maximale Einleitekonzentrationen in Höhe des bisher genehmigten Wertes (25 mgO<sub>2</sub>/L) sind deshalb ebenfalls als gewässerverträglich einzuschätzen.

Ausgehend von einem störungsfreien Betrieb der Kläranlage ergeben sich aus den Ergebnissen der biologischen Untersuchung und der Szenarien (Tabelle 37, Tabelle 38) **für BSB<sub>5</sub> keine gewässerbezogenen Anforderungen** an die Kläranlageneinleitung.

Für den CSB lässt sich keine gewässerverträgliche durchschnittliche oder maximale Einleitekonzentration angeben, da hierfür keine immissionsbezogenen Kriterien (Richt- oder Grenzwerte) vorliegen.



## 5 Zusammenfassung und Empfehlungen

### 5.1 Veranlassung, Untersuchungskonzept, Methoden, Datenhintergrund

Die Kläranlage Simonswald leitet geklärtes Abwasser in die Wilde Gutach ein. Es soll geprüft werden, ob die bestehende Einleitesituation aus gewässerökologischer Sicht verträglich ist bzw. welche Ablaufwerte der Kläranlage für verschiedene Parameter aus gewässerökologischer Sicht angemessen sind. Damit soll auch geklärt werden, ob weitergehende Anforderungen an die Kläranlageneinleitung (Ablaufwerte) im Sinne § 57 WHG zu stellen sind.

Hintergrund ist die anstehende Erneuerung der Einleitegenehmigung für die Kläranlage.

Die Prüfung dieser Fragestellung erfolgt

- biologisch durch Untersuchung der Wirbellosenfauna (Makrozoobenthos) und der Kieselalgenflora (benthische Diatomeen) der Gewässersohle sowie
- chemisch-physikalisch durch Betrachtung der Emissions- und Immissionssituation mithilfe Szenarien-basierter Verdünnungsrechnungen.

Die Untersuchung der Wirbellosen der Gewässersohle dient insbesondere der Ermittlung des Saprobienindex und der Allgemeinen Degradation nach EG-WRRL. Die Untersuchung der Kieselalgen soll stoffliche Defizite aufzeigen. Im vorliegenden Fall steht die Indikation von Nährstoffeinträgen im Vordergrund.

Die Kieselalgen-Probenahme, Aufbereitung (Präparateherstellung) und mikroskopische Auswertung der Proben erfolgte nach der Verfahrensanleitung in Schaumburg et al. (2012). Die Aus- und Bewertung gemäß WRRL wurde mit dem Phylib-Auswertetool Version 4.1 mit Stand Oktober 2012 durchgeführt.

Alle Bewertungen werden spezifisch für den Gewässertyp der Wilden Gutach durchgeführt. Für die Makrozoobenthosbewertung wurde der Fließgewässertyp 9 und für die Kieselalgenbewertung der Typ D 7 verwendet.

Die biologischen Untersuchungen und die parallel durchgeführten Sondenmessungen chemisch-physikalischer Parameter fanden am 22. August 2014 statt.

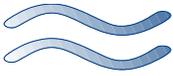
In den Immissionsszenarien werden chemisch-physikalische Daten verwendet, die für den Ablauf der Kläranlage auf den Aufzeichnungen des Betriebstagebuchs für den Zeitraum Januar 2011 bis Dezember 2013 basieren sowie auf den Ergebnissen von Ablaufbeprobungen, die an 11 Terminen jeweils parallel zu Vorfluterbeprobungen im Zeitraum Juni bis November 2014 ausgeführt wurden.

Es wurden zwei Probestellen (PS) in der Wilden Gutach (WG) für die biologischen sowie chemisch-physikalischen Untersuchungen festgelegt:

**PS WG1:** ca. 70 m oberhalb der Einleitung der KA Simonswald (Referenzprobestelle)

**PS WG2:** ca. 50 m unterhalb der Einleitung der KA Simonswald

Nach den Angaben in RPF (2009) ist die Wilde Gutach im untersuchten Abschnitt als potenzielles Laichgebiet für Lachse einzustufen.



## 5.2 Ergebnisse der biologischen Untersuchungen

**Wirbellose Tiere der Gewässersohle** (Makrozoobenthos): Die Wilde Gutach stellt im untersuchten Abschnitt ein sehr turbulent fließendes Gewässer dar. An der oberen Probestelle ist die Sohle zu 70% durch Steine und Blöcke dominiert. In der unterhalb der KA-Einleitung liegenden Probestelle nehmen diese nur noch 40% ein. Durch die höhere Substratvielfalt mit Kiesbänken und strömungsberuhigten Zonen werden unten deutlich mehr Arten gefunden, was sich teilweise günstig auf die Bewertungsmetrics auswirkt. Dennoch wird insbesondere im Saprobienindex und im Vorkommen empfindlicher Arten eine Verschlechterung unterhalb der KA-Einleitung festgestellt, welche jedoch als nur geringfügig angesehen werden kann.

**Kieselalgen der Gewässersohle** (benthische Diatomeen): Die Reaktion der Artenzusammensetzung der Kieselalgen, welche im Wesentlichen die Nährstoffverhältnisse widerspiegeln, fällt deutlicher aus: Nahezu alle angewandten Indices reagieren negativ auf die Einleitung. Meist wird jedoch auch unterhalb der KA-Einleitung noch der "gute" Zustand erreicht. Lediglich die Summe der Referenzarten, ein Teilmetric des deutschen WRRL-Verfahrens Phylib, geht von 65 auf 50% zurück und kennzeichnet für diese Kenngröße ein Abrutschen vom "guten" in den "mäßigen" Zustand. Die Effekte fallen in der Regel im Verhältnis gering aus mit 0,2 bis 0,3 Zustandsklasseneinheiten, lediglich die Referenzartensumme reagiert mit einer Verschlechterung von 0,6 Zustandsklasseneinheiten deutlicher.

Berücksichtigt man die hinsichtlich Vorflut günstige Witterung im Sommer 2014, so muss bei ausgeprägtem Niedrigwasser mit schlechteren Ergebnissen unterhalb der Einleitung gerechnet werden. Auf Basis der Kieselalgenuntersuchung ist deshalb eine **Verringerung der Nährstoffemission aus der Kläranlage empfehlenswert**.

## 5.3 Ergebnisse der szenarienbasierten Immissionsbetrachtungen

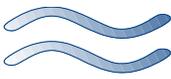
### Ammonium / Ammoniak:

Unter **pessimalen Bedingungen** sind akut toxische Immissionskonzentrationen von Ammoniak im Vorfluter weder bei Trockenwetter noch bei Regenwetter zu erwarten. Das Risiko einer akut toxischen Ammoniakentwicklung ist als äußerst gering anzusehen.

Unter **durchschnittlichen Bedingungen** ist keine Überschreitung der chronisch relevanten Ammoniak-Immissionsgrenzwerte zu erwarten. Das Risiko einer chronisch toxischen Ammoniakentwicklung ist als äußerst gering anzusehen.

Neben der Toxizität ist auch die **Eutrophierungswirkung** relevant für die Beurteilung der Gewässerverträglichkeit. Die Wilde Gutach weist oberhalb des Einleitpunkts der Kläranlage im Mittel eine Ammoniumkonzentration im Bereich der Hintergrundwerte auf, entsprechend dem "sehr guten" Zustand. Die Kläranlagenemission bewirkt keine erkennbare Erhöhung der Konzentration im Vorfluter. Eine wesentliche Eutrophierungswirkung ist somit nicht anzunehmen.

Ausgehend von einem störungsfreien Betrieb der Kläranlage ergeben sich aus den vorliegenden Ergebnissen deshalb **für Ammonium keine gewässerbezogenen Anforderungen** an die Kläranlageneinleitung.



### Nitrit:

Unter **peessimalen Bedingungen** sind kritische Immissionskonzentrationen im Vorfluter weder bei Trockenwetter zu erwarten noch bei Regenwetter.

Unter **durchschnittlichen Bedingungen** ist keine Überschreitung der chronisch relevanten Nitrit-Immissionsgrenzwerte zu erwarten.

Die im betrachteten Zeitraum gemessenen Nitrit-Ablaufwerte der Kläranlage betragen im Mittel 0,149 mg/L und maximal 0,774 mg/L. Ein wesentlicher Einfluss auf den **Trophiezustand** des Gewässers ist deshalb nicht anzunehmen.

Ausgehend von einem störungsfreien Betrieb der Kläranlage ergeben sich aus den vorliegenden Ergebnissen deshalb **für Nitrit keine gewässerbezogenen Anforderungen** an die Kläranlageneinleitung.

### Nitrat:

Die Auswirkungen der Nitratemissionen der Kläranlage auf den Vorfluter sind zahlenmäßig nur gering, was vor allem auf das Vorflutverhältnis von rund 500:1 (bei MQ) zurückzuführen ist. Die Immissionsergebnisse bleiben mit < 1 mg/L weit unter den Grenzwerten. Eine wesentliche Auswirkung der Kläranlageneinleitung auf den **Trophiezustand** des Gewässers ist deshalb nicht zu erwarten.

Ausgehend von einem störungsfreien Betrieb der Kläranlage ergeben sich aus den vorliegenden Ergebnissen deshalb **für Nitrat keine gewässerbezogenen Anforderungen** an die Kläranlageneinleitung.

### Orthophosphat und Gesamtphosphor:

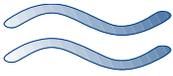
Die Auswirkungen der Phosphoremissionen der Kläranlage auf den Vorfluter sind zahlenmäßig nur gering, was vor allem auf das Vorflutverhältnis von rund 500:1 (bei MQ) zurückzuführen ist.

Zu beachten ist jedoch, dass die **Zustandseinstufung** des Vorfluters (oberhalb wie unterhalb der Kläranlage) bezüglich Gesamtphosphor noch in den "sehr guten" Bereich fällt, bezüglich Orthophosphat jedoch nur in den "guten" Bereich. Die Messwerte der LUBW-Messstelle CEL402 bestätigen dieses Bild. Insgesamt wäre für den Vorfluter also die Erreichung des "sehr guten" Zustands auch bezüglich Orthophosphat anzustreben.

Dies kann nicht allein durch Reduzierung der Phosphoremission der Kläranlage geleistet werden, sondern muss auch auf Phosphoreinträge zielen, die bereits oberhalb der Kläranlage Simonswald stattfinden. In diesem Zusammenhang ist insbesondere auf die Einleitung geklärten Abwassers aus der Kläranlage St. Märgen sowie aus zahlreichen Kleinkläranlagen (gem. mdl. Mitteilung LRA Emmendingen) hinzuweisen.

Mit einer Ablaufkonzentration von durchschnittlich 1,25 mg/L Gesamtphosphor ist die Kläranlage Simonswald jedoch ebenfalls eine nicht unerhebliche Quelle von Orthophosphat (rund 95% des Gesamtphosphors im Kläranlagenablauf sind Orthophosphat).

Angesichts des relativ nährstoffarmen Ausgangszustands des Vorfluters, der Schlüsselrolle des Phosphors als wachstumsbegrenzendem Nährstoff und im Hinblick auf die belastungsanzeigenden Ergebnisse aus den biologischen Untersuchungen **ist es wünschenswert, die durchschnittlichen Phosphor-Ablaufkonzentrationen aus der Kläranlage so weit wie möglich zu reduzieren.**



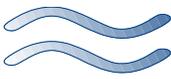
### **Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub>):**

Ausgehend von einem Anteil des BSB<sub>5</sub> am CSB in Höhe von 20% führten die bisher im Betrieb realisierten Ablaufwerte zu BSB<sub>5</sub>-Emissionen von durchschnittlich 5,5 mgO<sub>2</sub>/L und maximal 9,4 mgO<sub>2</sub>/L, blieben also deutlich unter dem genehmigten Einleitewert von 25 mgO<sub>2</sub>/L. Im Vorfluter konnten bei den biologischen Untersuchungen keine Hinweise auf gewässerökologische Defizite in der Wirbellosenfauna gefunden werden, weshalb die bisher realisierten Einleitekonzentrationen als gewässerverträglich einzuschätzen sind.

Die Ergebnisse der Immissionsszenarien zeigen, dass die BSB<sub>5</sub>-Konzentration im Vorfluter selbst bei Ausnutzung des bisher genehmigten Einleitewerts nur in sehr geringem Ausmaß beeinflusst wird. Der aktuell bzgl. BSB<sub>5</sub> als "sehr gut" zu bewertende Zustand der Wilden Gutach wird nicht erkennbar verändert. Maximale Einleitekonzentrationen in Höhe des bisher genehmigten Wertes sind deshalb ebenfalls als gewässerverträglich einzuschätzen.

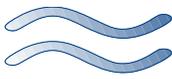
Ausgehend von einem störungsfreien Betrieb der Kläranlage ergeben sich aus den Ergebnissen der biologischen Untersuchung und der Szenarien **für BSB<sub>5</sub> keine gewässerbezogenen Anforderungen** an die Kläranlageneinleitung.

Für den CSB lässt sich keine gewässerverträgliche durchschnittliche oder maximale Einleitekonzentration angeben, da hierfür keine immissionsbezogenen Kriterien (Richt- oder Grenzwerte) vorliegen.



## 6 Glossar

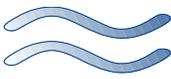
- Anzahl EPTCBO-Taxa.** (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia, Odonata): Summe Taxazahl der Eintags-, Stein und Köcherfliegen, Käfer, Weichtiere und Libellen. Der Metric-Wert nimmt mit zunehmender Belastung ab und der Bewertungsbereich liegt im Typ 9 zwischen 15 und 32 Taxa.
- Asterics.** Software für die Bewertung der Organismengruppe Makrozoobenthos in natürlichen Fließgewässern gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie, welche von einigen EU-Staaten gemeinsam entworfen wurde und welche anhand eines **multimetrischen Index (MMI)** das Maß der anthropogenen Degradation ermittelt. (Name des Entwicklungsprojektes ist **AqEM**). Für Deutschland steht ein erweitertes Auswertemodul mit dem Namen **Periodes** zur Verfügung. Information und Download-Möglichkeit der aktuellsten Version des Programms auf [www.fliessgewaesserbewertung.de](http://www.fliessgewaesserbewertung.de).
- Biozönose.** Artengemeinschaft.
- DIN-Arten.** Arten, die in der DIN 38410 mit einem Saprobiewert (= Vorkommens-Schwerpunkt hinsichtlich des Faktors Wassergüte) und der Gewichtung (= Treue des Vorkommens) aufgeführt sind. Die im Programm Asterics/Periodes durchgeführte Berechnung des Saprobienindex entspricht dem revidierten DIN-Verfahren (2004) nach DIN 38 410.
- EPT-Taxa.** auf Basis von Häufigkeitsklassen (HK) (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera). Der Metric berechnet die relative Abundanz der Ephemeroptera-, Plecoptera- und Trichoptera-Taxa (Eintags-, Stein- und Köcherfliegen) auf der Grundlage von Häufigkeitsklassen.
- Feinsubstratbewohner.** Bewohner der Feinsubstrate Schlamm und Feindetritus.
- Fließgewässertypen.** Zur Bewertung wurde für die deutschen Fließgewässer eine Typologie erarbeitet, welche nach den Kriterien Ökoregion, Geologie, Sohlbeschaffenheit, Einzugsgebietsgröße sowie ggf. besondere Randbedingungen wie z.B. Seeausfluss 24 Fließgewässertypen unterscheidet. Die Gewässer-Bewertung gemäß Wasserrahmenrichtlinie erfolgt typspezifisch, was bedeutet, dass die Typansprache in hohem Maße bewertungsrelevant ist.
- German Fauna-Index.** Grundlage des „Deutschen Fauna Index“ sind artspezifische Bewertungen, welche darüber hinaus noch für die verschiedenen Fließgewässertypen angepasst wurden. Die Werte liegen zwischen -2 = Taxa, die bevorzugt in Flüssen mit stark degradierter Morphologie vorkommen) und +2 = Taxa, die bevorzugt in Flüssen mit naturnaher Morphologie vorkommen.
- Häufigkeits- oder Abundanzklassen (HK).** Den bei der biologischen Gewässergüteuntersuchung ermittelten Individuenzahlen (**Abundanzen**) werden für die Bestimmung vieler Indices Häufigkeitsklassen von 1 bis 7 zugeordnet. Diese gehen als Gewichtungskriterium in die Index-Berechnung (meist gewichtete Mittelwerte) mit ein. Bei manchen Indices wird die Summe der Häufigkeitsklassen als Gültigkeitskriterium eingesetzt. So z.B. gilt der Saprobienindex als statistisch abgesichert, wenn die Summe der Häufigkeitsklassen größer als 20 ist. Bei den typspezifischen German Fauna-Indices sollte mindestens ein Wert von 15 (Tiefland) bzw. 20 (Mittelgebirge/Alpen) erreicht werden.
- Makrozoobenthos.** Mit dem bloßen Auge erkennbare tierische Organismen der Gewässersohle (größer als 2 mm, nach anderer Auffassung größer als 1 mm).
- Metarhithral-Besiedler (% Individuen).** Prozentualer Anteil - auf Basis der Individuenzahlen - der typischen Metarhithral-Bewohner (Bergbach-Mittellauf) an der gesamten Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos.
- Rheoindex nach Banning.** Der Index gibt das Verhältnis der rheophilen (strömungsliebenden) und rheobionten (an Strömung gebundene) Taxa eines Fließgewässers zu den Stillwasserarten und Ubiquisten an und zeigt Störungen auf, die sich durch die Veränderung des Strömungsmusters (z. B. durch Ausbau, Aufstau oder Schwallbetrieb) in der Biozönose der Mittelgebirgsbäche einstellen.
- Rhithral.** Zone des Gebirgsbachs, welche nochmals in die drei Zonen Epirhithral = Obere Forellenregion oder Bergbachoberlauf, Metarhithral = Untere Forellenregion oder Bergbachmittellauf und das Hyporhithral = Äschenregion oder Bergbachunterlauf unterteilt ist.
- Rhithron-Typie-Index.** Index beschreibt auf Grundlage von Indikationswerten der Taxa die Naturnähe der Makrozoobenthos-Gemeinschaften von Mittelgebirgsbächen und -flüssen.
- Saprobie.** Summe der heterotrophen Bioaktivität der Organismengruppen Bakterien, Pilze und Tiere in einem Gewässer. Gegenbegriff zur **Trophie**, welche das Ausmaß der pflanzlichen Produktion eines Gewässers beschreibt. Der **Saprobienindex** ist eine Kenngröße, die auf Basis der Bioindikation mit Makrozoobenthosorganismen das Ausmaß der organischen Belastung bzw. von Sauerstoff zehrenden Prozessen anzeigen soll.
- Taxon.** Bezeichnung für die Einheiten oder Organismengruppen im biologischen System der Pflanzen und Tiere, z.B. Familie, Art oder Gattung sind Taxa.



## 7 Literatur

### 7.1 Allgemeine Literatur

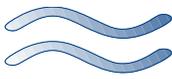
- Asterics (2014): Asterics European stream assessment program (Version 4.0.4, Stand Oktober 2014). Deutsches Modul "Perlodes". <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>.
- DIN 38410 (2004): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M) – Teil 1: Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern (M 1). DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Beuth Verlag Berlin.
- EIFAC (1984): Water quality criteria for European fresh water fish. Report on nitrite and freshwater fish. – EIFAC Tech. Pap. 46; 19 S.
- Haase, P., Sundermann, A. (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. Forschungsinstitut Senckenberg Abschlussbericht 2. Projektjahr. 93 S.
- Haase, P., Sundermann, A. (2011): Operationale Taxaliste für Fließgewässer in Deutschland. Forschungsinstitut Senckenberg. <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>.
- Hürlimann J., Niederhauser P. (2007): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Kieselalgen Stufe F (flächendeckend). Umwelt-Vollzug Nr. 0740. Bundesamt für Umwelt, Bern. 130 S.
- Jahresdatenkatalog LUBW: Online-Datenbank der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Karlsruhe) unter <http://jdkfg.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/300/>
- LFU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (2004): Beschaffenheit der Fließgewässer Baden-Württemberg. Software der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Abt. 4 – Wasser und Altlasten, Griesbachstr. 1, 76185 Karlsruhe.
- LGL BW (2009): Amtliche Topographische Karten 1:25.000, DVD herausgegeben vom Landesamt für Geoinformation und Landentwicklung Baden-Württemberg, Version 3 (Software: EADS Deutschland GmbH 2009).
- LUBW & IWG (2007): Informationssystem für Abfluss-Kennwerte in Baden-Württemberg, Programmversion 1.3, 2007. ISBN 978-3-88251-322-6.
- LUBW (2015): Biozönotisch bedeutsame Gewässertypen in Baden-Württemberg. Karte 4.1. Bestandsaufnahme 2004/2005, Download-Datum März 2015.
- LUBW (2014): Auswertung des landesweiten Monitorings 2012 und 2013 von MuP (Makrophyten und Phytobenthos) und MZB (Makrozoobenthos). Excel-Tabellen mit Probestellen und Wasserkörperbewertung mit den Biokomponenten. Bearbeitungsstand 09.07.2014
- Mauch, E., Schmedtje, U., Maetze, A., Fischer, F. (2011): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands. Stand September 2011. <http://www.lfu.bayern.de>.
- Meier, C., Böhmer, J., Rolauffs, P. & Hering, D. (2012): Kurzdarstellungen „Bewertung Makrozoobenthos“ & „Core Metrics Makrozoobenthos“. [www.fliessgewaesserbewertung.de](http://www.fliessgewaesserbewertung.de).
- Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A. & Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-WRRL. (Stand Mai 2006), <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>.
- OGewV (Oberflächengewässerverordnung) (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer. Bundesgesetzblatt Jahrgang 2011 Teil 1 Nr. 37, ausgegeben zu Bonn am 25. Juli 2011, S. 1429.
- Pottgiesser, T., Sommerhäuser, M. (2008): Beschreibung und Bewertung der deutschen Fließgewässertypen. Umweltbüro Essen im Auftrag des Umweltbundesamtes und der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Steckbriefe und Begleittext.
- Rott, E., Hofmann, G., Pall, K., Pfister, P., Pipp, E. (1997): Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 1: Saprobielle Indikation. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 73 S.
- Rott, E., Pfister, P., Van Dam, H., Pipp, E., Pall, K., Binder, N., Ortler, K. (1999): Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern, Teil 2: Trophieindikation sowie geochemische Präferenz, taxonomische und toxikologische Anmerkungen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 248 S.



- RPF (Regierungspräsidium Freiburg) (2009): Konzept zur Verbesserung der Voraussetzungen für den Wiederaufbau eines Lachsbestandes im Elz-Dreisam-System. Begründung und Projektrahmen für Anträge auf Förderung aus dem Europäischen Fischereifonds (EFF). 25 S.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Hoffmann, G., Gutowski, A., Foerster, J. (2005): Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren "Makrophyten & Phytobenthos" in Fließgewässern zur Umsetzung der WRRL. Endbericht November 2005. Im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) Projekt-Nr. O 2.04. 244 S.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Vogel, A., Gutowski, A. (2012): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Phylib. Stand Januar 2012, 191 S., Phylib-DV-Tool mit Stand 02.10.2012.
- Schmedtje, U., Bauer, A., Gutowski, A., Hofmann, G., Leukart, P., Melzer, A., Mollenhauer, D., Schneider, S., Tremp, H. (1998): Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern. Erarbeitung von Trophieindikationswerten für ausgewählte benthische Algen und Makrophyten. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Informationsberichte Heft 4/98, 501 S.
- UVM BW (2007): Verordnung des Umweltministeriums über die Qualität von Fischgewässern (Fischgewässerverordnung) vom 28. Juli 1997 (GBl. S. 340). Zuletzt geändert durch Artikel 128 der Verordnung vom 25. April 2007 (GBl. Nr. 9, S. 252) in Kraft getreten am 16. Juni 2007.

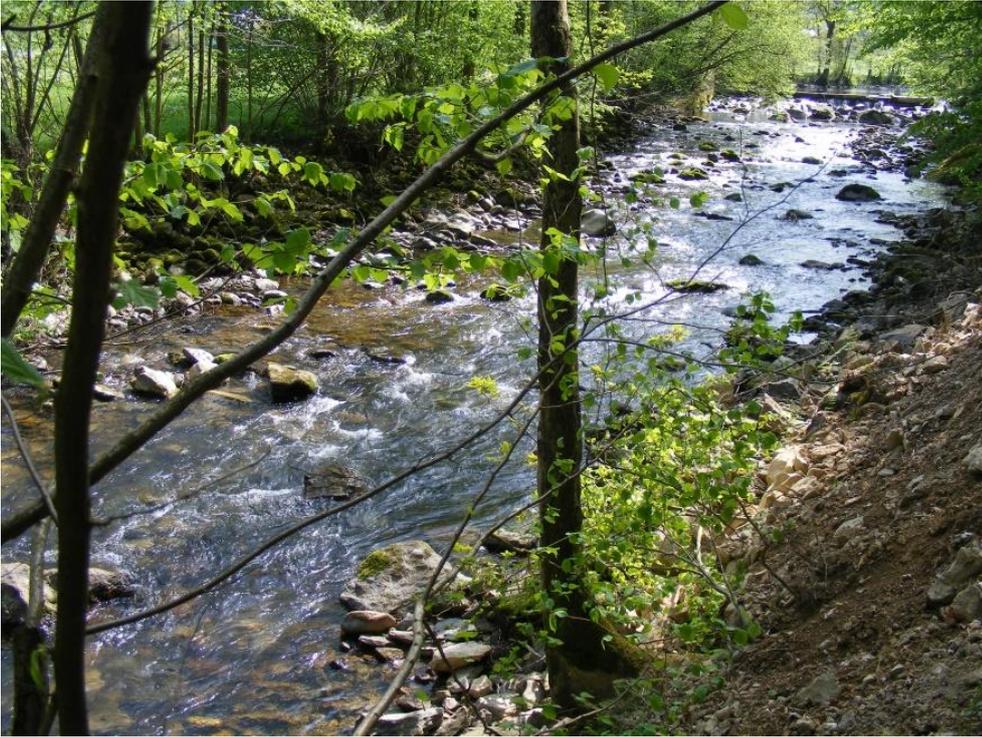
## 7.2 Bestimmungsliteratur

- Bauernfeind, E. (1994): Bestimmungsschlüssel für die Österreichischen Eintagsfliegen. Insecta Ephemeroptera 1. Teil. Bundesanstalt für Wassergüte des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Wien. 92 S.
- Bauernfeind, E. (1995): Bestimmungsschlüssel für die Österreichischen Eintagsfliegen. Insecta Ephemeroptera 2. Teil. Österreichisches Nationalkomitee der Internationalen Arbeitsgemeinschaft Donauforschung, 96 S.
- Bauernfeind, E., Humpesch, U.H. (2001): Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie). Verlag des Naturhistorischen Museums Wien, 239 S.
- Bellmann, H. (1993): Libellen – beobachten - bestimmen. Naturbuch Verlag Augsburg, 274 S.
- Eggers, T.O., Martens, A. (2001): Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustaceae) Deutschlands. Lauterbornia Heft 42: 1-70 zzgl. Nachtrag 2004.
- Eiseler, B. (2005): Bildbestimmungsschlüssel für die Eintagsfliegenlarven der deutschen Mittelgebirge und des Tieflandes. – Lauterbornia 53: 1-112.
- Eiseler, B. (2010): Taxonomie für die Praxis. Bestimmungshilfen – Makrozoobenthos (1). LANUV-Arbeitsblatt 14. Hrsg. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. Recklinghausen. 181 S.
- Franke, U. (1979): Bildbestimmungsschlüssel mitteleuropäischer Libellenlarven (Insecta: Odonata). Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde Serie A (Biologie) 33: 1-17.
- Freude, H., Harde, K. W. & Lohse, G. A. (Hrsg.) (1962 – 1983): Die Käfer Mitteleuropas, Bände 1 - 11. - Goecke & Evers Verlag, Krefeld.
- Glöer, P., Meier-Brook, C. (1994): Süßwassermollusken. Hrsg. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, 11. erw. Auflage, 136 S.
- Haybach, A. & Belfiore, C. (2003): Bestimmungsschlüssel für die Larven der Gattung *Electrogena* Zurwerra & Tomka 1985 in Deutschland (Insecta: Ephemeroptera: Heptageniidae). – Lauterbornia 46: 83-87.
- Klausnitzer, B. (1996). Käfer im und am Wasser. 2. überarb. Aufl., Die Neue Brehm Bücherei Bd. 567, Spektrum Akademischer Verlag.
- Lohse, G. A. & Lucht, W. H. (Hrsg.) (1989 – 1994): Die Käfer Mitteleuropas, Bände 12 - 14 (Supplementband 1 - 3 mit Katalogteil). - Goecke & Evers Verlag, Krefeld.
- Lohse, S. (2004): Bestimmungsschlüssel der für Deutschland relevanten Untergruppen der Gattung *Rhithrogena* EATON (Ephemeroptera, Heptageniidae) in Anlehnung an die Operationelle Taxaliste für Fließgewässer in Deutschland. – Methodenstandardisierung Makrozoobenthos: 1-2.
- Neu, P.J. & Tobias, W. (2004): Die Bestimmung der in Deutschland vorkommenden Hydropsychidae (Insecta: Trichoptera). – Lauterbornia 51: 1-68



- Neu, P.J. (2002): Die Identifizierung der Larven der in Mitteleuropa vorkommenden Arten der *Hydropsyche pellucidula*-Gruppe nach morphometrischen Merkmalen (Trichoptera, Hydropsychidae). – [www.trichoptera-rp.de/bestimmung](http://www.trichoptera-rp.de/bestimmung).
- Pankow, W. (1979): Beitrag zur Kenntnis der mitteleuropäischen Arten der Gattung *Elmis* Latreille (Coleoptera, Elminthidae). Entomologische Zeitschrift, Stuttgart, 89 (16): 182-191.
- Pitsch, T. (1993): Zur Larvaltaxonomie, Faunistik und Ökologie mitteleuropäischer Fließwasser-Köcherfliegen (Insecta: Trichoptera). Landschaftsentwicklung und Umweltforschung – Schriftenreihe d. Fachbereichs Landschaftsentwicklung - Sonderheft 8. 316 S.
- Reynoldson, T.B., Young, J.O. (2000): A key to the freshwater Triclad of Britain and Ireland with notes in their ecology. Freshwater Biological Association Scientific Publication 58: 1-72.
- Schmedtje, U. & Kohmann, F. (1992): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen). – Informationsberichte Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 2/88, 2. überarbeitete Auflage.
- Seitz, G. (1998): Bestimmungsschlüssel für die Präimaginalstadien der Kriebelmücken Deutschlands (Stand 01.11.1998). – in: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft: Dienstbesprechung Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung 1998. Materialien Nr. 77: 140 – 154. München.
- Studemann, D., Landolt, P., Sartori, M., Hefti, D., Tomka, I. (1992): Ephemeroptera. Schweizerische entomologische Gesellschaft, Insecta Helvetica, Fauna, 9, 171 S.
- Sundermann, A., Lohse, S. (2006): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Zweiflügler (Diptera) in Anlehnung an die Operationale Taxaliste. Methodenstandardisierung Makrozoobenthos. Forschungsinstitut Senckenberg. Internetveröffentlichung [www.fliessgewaesserbewertung.de](http://www.fliessgewaesserbewertung.de). 20 S.
- Waringer, J. & Graf, W. (2011): Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven. Erik Mauch Verlag, Dinkelscherben. 468 S.
- Wozniczka, A., Gromisz, S., Wolnomiejski, N. (2011): *Hypania invalida* (Grube, 1960), a polychaete species new for the southern Baltic estuarine area: the Szczecin Lagoon and the River Odra mouth. Aquatic invasions, Volume 6, Issue 1: 39-46.
- Zwick, P. (2004): A key to the West Palaearctic genera of stoneflies (Plecoptera) in the larval stage. Methodenstandardisierung Makrozoobenthos. Forschungsinstitut Senckenberg. Methodenstandardisierung Makrozoobenthos. Internetveröffentlichung [www.fliessgewaesserbewertung.de](http://www.fliessgewaesserbewertung.de). 38 S.

## 8 Anhang 1: Fotodokumentation der biologischen Probestellen



**Abb. 7:** Probestelle WG1 (oberhalb Kläranlageneinleitung).



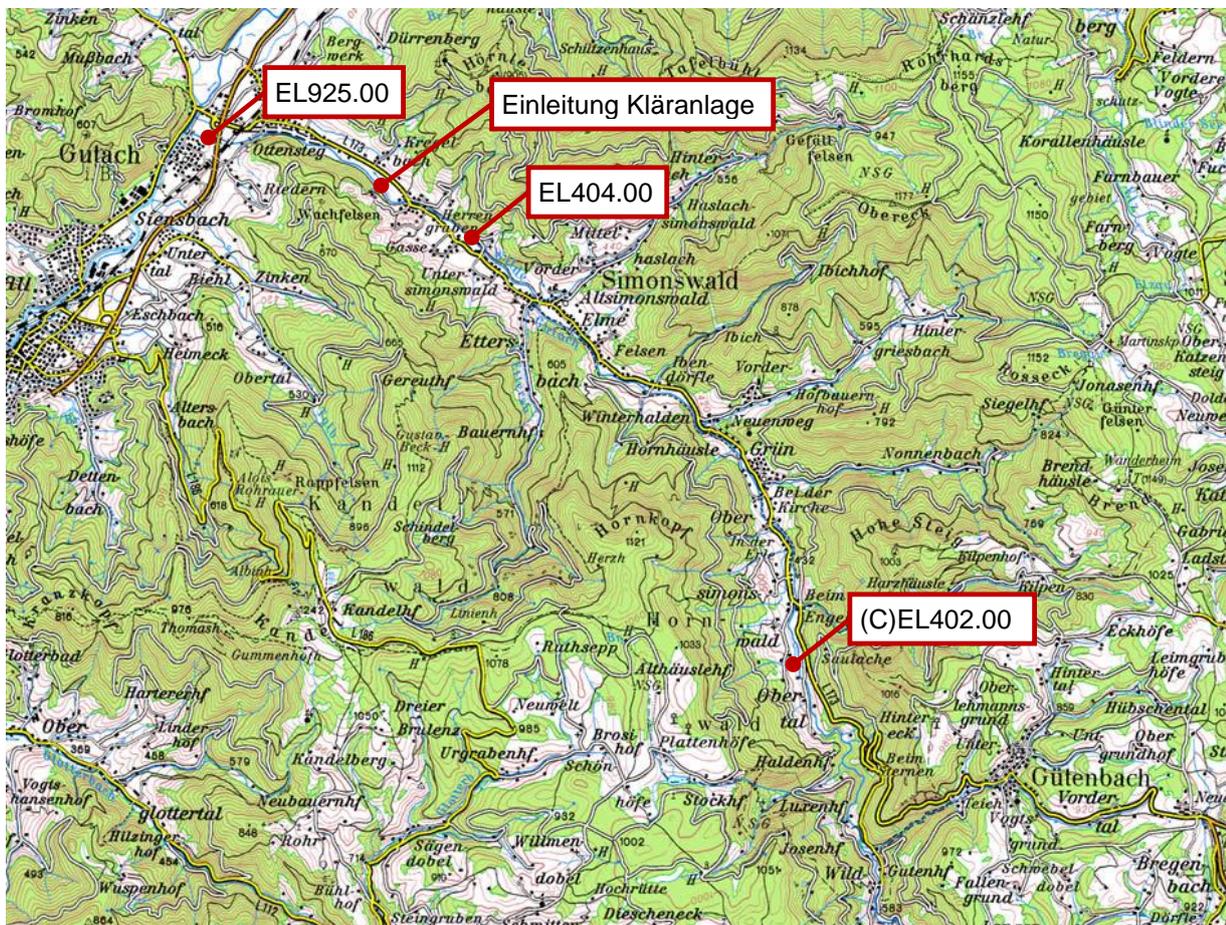
**Abb. 8:** Probestelle WG2 (unterhalb Kläranlageneinleitung).

## 9 Anhang 2: Messwerte physikalisch-chemischer Parameter (Sondenmessungen)

**Tabelle 39:** Physikalisch-chemische Sondenmessungen in der Wilden Gutach im Bereich der Kläranlage Simonswald am 22.08.2014. LF = elektr. Leitfähigkeit, KA = Kläranlage.

Probestelle	Uhrzeit	Temp	LF	pH	O <sub>2</sub>	Bemerkungen
	MESZ	[°C]	[µS]		[mg/L] / % Sätt.	
<b>WG1</b> (oberhalb KA-Einleitung)	15:00	13,6	90	7,97	11,05 / 110,0	<b>Abfluss:</b> unter MQ, ungetrüb.
<b>WG2</b> (unterhalb KA-Einleitung)	16:10	13,8	83-86 (Trans-sekt)	7,78	10,50 / 105,1	<b>Wetter:</b> wolkig bis heiter, trocken, ca. 20°C.

## 10 Anhang 3: Lage der Monitoring-Messstellen der LUBW in der Wilden Gutach



**Abb. 9:** Lage der Monitoring-Messstellen CEL402.00 bzw. EL402.00, EL404.00 und EL925.00 der LUBW (2014) sowie der Einleitestelle der Kläranlage Simonswald in der Wilden Gutach.