

O-I France SAS

Etude technico-économique de réduction des émissions d'oxydes de soufre d'un four verrier de l'établissement O-I de Veauche (42)

Révision	Date	Emetteur	Approbateur
Rev 1	10/05/2023	Emilie COQUEUX <i>Bureau Veritas</i>	Pierre-Alexandre DUGAIT <i>O-I</i>
Rev 0	25/04/2023	Emilie COQUEUX <i>Bureau Veritas</i>	Julien DOUZOU <i>O-I</i>



Table des matières

1	Contexte et présentation de l'étude	3
1.1	Contexte et objectifs	3
1.2	Présentation de l'étude	4
2	Description des installations et performances.....	5
2.1	Présentation des installations	5
2.2	Situation administrative et valeurs limites d'émission règlementaires	7
2.3	Origine du soufre	9
2.4	Performances environnementales des installations actuelles.....	9
3	Qualité de l'air dans le secteur de Veauche.....	12
3.1	Mesures de qualité de l'air disponibles	12
3.2	Évaluation des concentrations dans l'air ambiant attribuables au four verrier	13
4	Etude technico-économique de réduction des émissions d'oxydes de soufre	13
4.1	Inventaire des MTD relatives à la réduction des émissions d'oxydes de soufre (SOx)	13
4.2	Evaluation technique et économique des solutions proposées dans les MTD pour la réduction des émissions de dioxyde de soufre.....	19



1 Contexte et présentation de l'étude

1.1 Contexte et objectifs

La société O-I France SAS est le premier verrier français, spécialisé dans la fabrication de bouteilles en verre creux : bouteilles de vin, de spiritueux, de bière, de champagne et de boissons sans alcool. O-I exploite sur la commune de Veauche (42) un site de production de bouteilles de verre destinées majoritairement aux marchés hauts de gamme.

Le site O-I de Veauche exploite 2 fours verriers :

- Four n°3 : capacité maximale de 295 tonnes/jour dédié au verre coloré et fonctionnant exclusivement au gaz naturel depuis sa reconstruction en 2020
- Four n°4 : capacité maximale de 335 tonnes/jour dédié au verre blanc et fonctionnant avec un mix énergétique entre gaz naturel et fioul TBTS (< 0,1% de soufre).

Le traitement des fumées issus des fours 3 et 4, ainsi que des fumées du traitement de surface à chaud, est assuré par un électrofiltre implanté à l'Ouest du site, alimenté par des gaines extérieures.

Un traitement supplémentaire des fumées des fours par procédé DeNOx a été installé et opérationnel en mai 2021, suite à l'arrêté de mise en demeure du 9 juillet 2015 concernant les émissions de NOx. Ce système DeNOx est installé en sortie de l'électrofiltre.

Une nouvelle mise en demeure datant du 4 juillet 2019 portant sur le respect des prescriptions de l'article 11.1.1 « Rejets atmosphériques » de l'arrêté préfectoral du 13 mars 2015 a été reçue.

Depuis le 19 avril 2021, un système de traitement des oxydes de soufre par injection de chaux dans les fumées est opérationnel. L'injection se fait dans les conduits de fumée en sortie des fours 3 et 4, en amont de la réunion des 2 conduits en un seul conduit. Ce dernier dirige les fumées vers l'électrofiltre.

Des difficultés liées à des phénomènes de bourrage de vis pour l'injection de chaux ont conduit à la réalisation de modifications de l'installation.

Malgré ces mesures, certains dépassements de Valeurs Limites à l'Emission (VLE) en oxyde de soufre ont été observés lors des contrôles périodiques.

Une étude par le constructeur du système d'injection de chaux a été réalisée afin d'évaluer les améliorations possibles.

La présente étude a pour objectif de mener l'étude technico-économique de réduction des émissions d'oxyde de soufre en sortie cheminée des fours verriers.



1.2 Présentation de l'étude

L'étude est structurée comme suit :

1. Description des installations et rappel de la situation administrative :

- Description des installations ;
- Situation administrative ;
- Performances environnementales des installations actuelles.

2. Qualité de l'air dans le secteur de Veauche :

Il s'agit de d'évaluer la sensibilité locale et notamment de comparer les concentrations mesurées d'oxyde de soufre dans le secteur de Veauche au regard des objectifs de qualité de l'air et autres valeurs de référence pour la santé humaine.

3. Inventaire des MTD applicables :

Il s'agit de présenter les principales techniques et les valeurs d'émissions associées, de :

- Limitation des émissions de dioxyde de soufre (ou mesures primaires) : optimisation du bilan soufre, choix du combustible ;
- Abattement des oxydes de soufre (ou mesures secondaires) : épuration par voie sèche ou semi-sèche en association avec un système de filtration.

Cette partie est réalisée à partir de la *décision d'exécution de la Commission du 28 février 2012 établissant les conclusions sur les meilleures techniques disponibles (MTD) pour la fabrication du verre, au titre de la directive 2010/75/UE du Parlement européen et du Conseil relative aux émissions industrielles.*

4. Situation au regard des MTD pour les émissions de dioxydes de soufre :

Il s'agit de faire un bilan de la situation de l'installation au regard de la *décision d'exécution de la Commission du 28 février 2012 établissant les conclusions sur les meilleures techniques disponibles (MTD) pour la fabrication du verre, au titre de la directive 2010/75/UE du Parlement européen et du Conseil relative aux émissions industrielles.*

5. Evaluation technique et économique des solutions proposées dans les MTD :

Il s'agit d'approfondir les pistes d'amélioration ou les solutions proposées dans la décision d'exécution du 28 février 2012 (MTD), mais aussi d'évaluer la faisabilité technique et l'enveloppe de coût de mise en œuvre de ces différentes solutions :

- Choix des solutions à étudier au regard de la faisabilité technique et économique (si nécessaire, justification en cas de solution écartée d'emblée) ;
- Analyse des données de surveillance de l'installation ;
- Etude LHOIST d'évaluation des performances du système de traitement par injection de chaux ;
- Transmission par OI des données économiques disponibles pour l'installation et l'exploitation de solutions étudiées.

Les enveloppes de coûts, contraintes efficacité, sont précisés pour la/les solutions alternatives retenues.

Cette analyse permet une **hiérarchisation des solutions et une justification des choix pour OI.**



2 Description des installations et performances

2.1 Présentation des installations

Le site O-I de Veauche exploite 2 fours verriers :

- Four n°3 : capacité maximale de 295 tonnes/jour dédié au verre coloré et fonctionnant exclusivement au gaz naturel depuis sa reconstruction en 2020
- Four n°4 : capacité maximale de 335 tonnes/jour dédié au verre blanc et fonctionnant avec un mix énergétique entre gaz naturel et fioul TBTS (< 0,1% de soufre).

Le traitement des fumées issus des fours 3 et 4, ainsi que des fumées du traitement de surface à chaud, est assuré par un électrofiltre implanté à l'Ouest du site, alimenté par des gaines extérieures.

Un traitement supplémentaire des fumées des fours par procédé DeNOx a été installé et opérationnel en mai 2021, suite à l'arrêté de mise en demeure du 9 juillet 2015 concernant les émissions de NOx. Ce système DeNOx est installé en sortie de l'électrofiltre.

Une nouvelle mise en demeure datant du 4 juillet 2019 portant sur le respect des prescriptions de l'article 11.1.1 « Rejets atmosphériques » de l'arrêté préfectoral du 13 mars 2015 a été reçue.

O-I a alors mené des études auprès du fournisseur afin de remettre en service le système d'injection de chaux qui était arrêté depuis 2018 suite à des phénomènes de bourrages récurrents. L'injection de chaux permet la transformation du SO₂ en CaSO₃ qui sera ensuite capté dans l'électrofiltre¹.

Une nouvelle baie d'analyse au four 3 a été mise en place lors de la réfection du four qui a eu lieu de février à septembre 2020.

Une nouvelle mise en demeure en date du 18 mars 2021 a été reçue concernant :

- Le respect des prescriptions de l'article 10.2.1 de l'arrêté du 13 mars 2015.
Pour cela, OI doit être en mesure de fournir les résultats d'autosurveillance sans données manquantes.
- Le respect des prescriptions de l'article 9.1.4 de l'arrêté du 13 mars 2015.
Extrait de l'article 9.1.4 :
« [...], si une indisponibilité des unités de traitement est susceptible de conduire à un dépassement des valeurs limites imposées, l'exploitant prend les dispositions nécessaires pour réduire la pollution émise en réduisant si besoin les fabrications concernées.
La durée cumulée d'indisponibilité des unités de traitement (entretien, remplacement ou réglage des systèmes d'épuration...), pendant laquelle les valeurs limites de rejets atmosphériques pourraient être dépassées, ne doit pas excéder **250 heures par an**.
Ces dépassements de valeurs limites devront faire l'objet de déclarations prévues à l'article R 512-69 du code de l'environnement. L'exploitant réalise une évaluation des polluants rejetés durant ces périodes d'indisponibilité. »
Pour cela, OI doit remettre en fonctionnement son système d'injection de chaux en amont de l'électrofiltre.

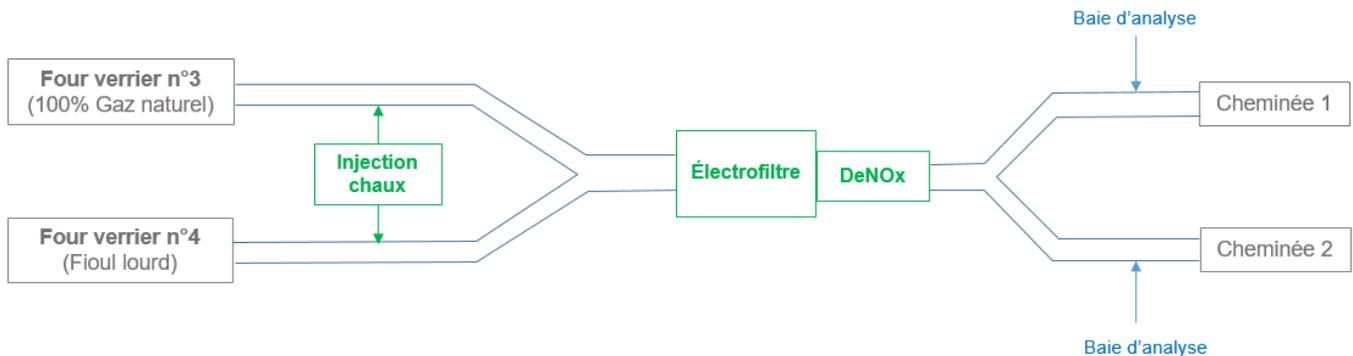
Depuis le 19 avril 2021, le système de traitement des oxydes de soufre par injection de chaux dans les fumées est à nouveau opérationnel. L'injection se fait dans les conduits de fumée en sortie des fours 3 et 4, en amont de la réunion des 2 conduits en un seul conduit. Ce dernier dirige les fumées vers l'électrofiltre.

¹ La chaux permet également la transformation du HCl en CaCl₂.

Malgré la mise en place de ces mesures de traitement, des dépassements des Valeurs Limites à l'Emission (VLE) en oxyde de soufre sont observées lors des contrôles périodiques.

Une étude par le constructeur du système d'injection de chaux a été réalisée afin d'évaluer les améliorations possibles.

Le cheminement des fumées depuis la sortie four jusqu'aux cheminées peut être schématisé de la façon suivante :



Nota : Les hottes de traitement de surface à chaud sont également raccordées sur la gaine de captation des fumées des fours pour traitement par l'électrofiltre.

Le traitement de surface à chaud consiste en la dépose d'un oxyde métallique sur la partie extérieure de l'article. Cette opération permet d'augmenter la résistance de l'article aux chocs mécaniques et sert d'accroche au traitement de surface à froid.

A la sortie de la machine, les articles (550°C) traversent une hotte de traitement dans laquelle on projette une substance à base d'étain : trichlorure de N-butyl étain. Les réactifs gazeux (HCl, SnO₂ ...) sont aspirés et évacués au travers d'une cheminée qui rejoint les cheminées des fours de fusion avant le passage par le filtre.

Le produit mis en œuvre pour le traitement de surface à chaud est le SUPERGLAZE SP-4-GLASS B125ME de n°CAS : 1118-46-3. D'après les informations de la Fiche de Données de Sécurité (Date d'émission: 8/21/2019 Date de révision: 9/7/2020 Remplace la version de: 8/21/2019 Version: 2.4) ce produit ne contient pas de soufre.

Les effluents générés par le traitement de surface à chaud ne sont pas à l'origine d'émission d'oxydes de soufre (SO_x).



Quelques caractéristiques des systèmes de traitement des fumées :

Système de traitement	Caractéristiques
Injection de chaux (Sorbacal® SPS) (désulfuration)	Température des fumées au point d'injection (estimation) : Four 3 = 280-300°C Four 4 = 420-440°C
Electrofiltre (traitement des poussières)	Température des fumées entrée électrofiltre = 300-320°C
DeNOx (traitement des oxydes d'azote)	Système SCR (catalytique) Température des fumées entrée DeNOx = 290-300°C

2.2 Situation administrative et valeurs limites d'émission règlementaires

Les Valeur Limite à l'Emission (VLE) sont prescrites par l'article 11.1.1 « Rejets atmosphériques » de l'arrêté du 13 mars 2015 portant réactualisation des prescriptions.

Les concentrations sont exprimées dans les conditions normalisées, sur gaz sec, à 8% d'O₂.

Paramètre		Concentrations en mg/Nm ³ (sortie électrofiltre)	Flux spécifique (kg / tonne de verre fondu)
Oxydes de soufre (exprimée en dioxyde de soufre) L'énergie du four fournie par le gaz étant :	Inférieure ou égale à 25%	900	1,35
	Supérieure à 25%, mais inférieure ou égale à 50%	850	1,28
	Supérieure à 50%, mais inférieure ou égale à 75%	600	0,90
	Supérieure à 75%, mais inférieure ou égale à 90%	450	0,68
	Supérieure à 90%	300	0,45

Les valeurs limites d'émission à l'atmosphère des fours concernant les flux spécifiques (en kg/tonne de verre fondu) sont calculées à partir des concentrations (en mg/Nm³) fixées dans le présent arrêté d'une part et d'autre part un facteur de conversion de $1,5 \times 10^{-3}$ selon la formule ci-après :

$$\text{Flux spécifique (en kg/tonne de verre)} = \text{Concentration (en mg/Nm}^3\text{)} \times \text{Facteur de conversion}$$

La particularité de l'usine de Veauche est sa grande flexibilité en terme de changement de tonnage et de changement de formulation (jusqu'à 3 changements par jour).



Notons que les NEA-MTD de la Décision d'exécution de la Commission du 28 février 2012 établissant les conclusions sur les meilleures techniques disponibles (MTD) pour la fabrication du verre, au titre de la directive 2010/75/UE du Parlement européen et du Conseil relative aux émissions industrielles pour les émissions de SOx du four de fusion dans le secteur du verre d'emballage (Tableau 9 des Conclusions du BREF) :

Paramètre	Combustible	NEA-MTD ^{(1) (2)}	
		mg/Nm ³	kg/tonne de verre fondu ⁽³⁾
SOx exprimé en SO ₂	Gaz naturel	< 200 – 500	< 0,3 – 0,75
	Fioul ⁽⁴⁾	< 500 – 1 200	< 0,75 – 1,8

- (1) Pour les types spéciaux de verres colorés (par ex. les verres verts réduits), les préoccupations liées aux niveaux d'émission atteignables peuvent nécessiter la réalisation d'un bilan soufre. Les valeurs indiquées dans le tableau peuvent être difficiles à obtenir en association avec un recyclage des poussières retenues par les filtres et le taux de recyclage du calcin externe.
- (2) Les valeurs les plus faibles sont associées aux situations dans lesquelles la réduction des émissions de SOx est très prioritaire par rapport à une diminution de la production de déchets solides correspondant à des poussières riches en sulfates.
- (3) Le facteur de conversion [...] pour les cas généraux ($1,5 \times 10^{-3}$) a été appliqué.
- (4) Les niveaux d'émission associés correspondent à l'utilisation d'un fioul contenant 1% de soufre en association avec des techniques secondaires de réduction des émissions.

Pour mémoire, les VLE de l'arrêté ministériel du 14/02/07 *relatif aux prescriptions générales applicables aux installations classées soumises à déclaration sous la rubrique n° 2530 relative à la fabrication et au travail du verre* sont les suivantes :

Paramètre	Combustible	Concentration mg/Nm ³ ₂
SOx exprimé en SO ₂	Gaz naturel	500
	Combustible liquide	1 500
Pour les verres oxydés au sulfate, ces valeurs sont multipliées par un facteur 1,15.		

Conditions OTNOC :

L'installation peut avoir des périodes de fonctionnement autres que normales (dites OTNOC).

Pour le four verrier, il s'agit des prescriptions de l'article 9.1.4 de l'arrêté du 13 mars 2015.

« [...], si une indisponibilité des unités de traitement est susceptible de conduire à un dépassement des valeurs limites imposées, l'exploitant prend les dispositions nécessaires pour réduire la pollution émise en réduisant si besoin les fabrications concernées.

La durée cumulée d'indisponibilité des unités de traitement (entretien, remplacement ou réglage des systèmes d'épuration...), pendant laquelle les valeurs limites de rejets atmosphériques pourraient être dépassées, ne doit pas excéder 250 heures par an.

Ces dépassements de valeurs limites devront faire l'objet de déclarations prévues à l'article R 512-69 du code de l'environnement. L'exploitant réalise une évaluation des polluants rejetés durant ces périodes d'indisponibilité. »

Ainsi, les périodes OTNOC sont :

- Dysfonctionnement de la DENOX ou une pénurie/rupture d'approvisionnement en NH₃ (risque de dépassement de la VLE des NOx) ;
- Dysfonctionnement de l'installation d'injection de chaux sur le four 3 et/ou sur le four 4 ou une pénurie/rupture d'approvisionnement de chaux (risque de dépassement de la VLE des SOx) ;

² Les concentrations sont exprimées dans les conditions normalisées, sur gaz sec, à 8% d'O₂.



- Lors des périodes de maintenance de l'électrofiltre (arrêt 7 jours/an pour nettoyage de l'intérieur).

2.3 Origine du soufre

Dans le procédé, les origines du soufre identifiées sont :

Origine du soufre dans les fumées	Précisions
Matière première	Du soufre peut être présent dans la matière première.
Sulfate de Na	<p>Du sulfate de sodium est introduit dans le four sous forme pulvérulente comme toutes les matières (sauf verre recyclé). En fonction du verre produit, la quantité de sulfate de Na introduite est de 1 kg à 6 kg par tonne de verre fondu.</p> <p>O-I estime qu'une part du soufre reste dans le verre et le reste (soufre issu de la matière première ou du sulfate de Na) :</p> <ul style="list-style-type: none"> - 0,7 kg de SO₃ / tonne de verre fondu pour le Four 3, - 1,5 kg de SO₃ / tonne de verre blanc fondu pour le Four 4, <p>se retrouve aux empilages de chambre, dans l'électro-filtre (qui peut atteindre un abattement de 70% dans les conditions optimales) et à la cheminée.</p> <p>Les formulations ont été optimisées par O-I pour avoir un ajout le plus bas possible en sulfate de soude et conserver une qualité du verre acceptable pour les clients.</p>
Fioul pour le four 4	<p>Référence : Total fioul premier (FDS n°30207) La teneur en soufre du Total fioul premier (NF EN 24260 ou NF EN ISO 14596) < 0,1%</p>

2.4 Performances environnementales des installations actuelles

Les rejets atmosphériques du site de Veauche ont fait l'objet :

- D'une campagne spécifique en novembre 2021 en amont et en aval de la DeNOx. Notons que le prélèvement amont DeNOx est réalisé en aval de l'électrofiltre.
- De deux campagnes de mesures réalisées par un organisme de contrôle en mai et juin 2021, d'un contrôle inopiné réalisé en septembre 2021 et de deux campagnes de mesures spécifiques aux émissions de SOx en octobre et novembre 2021.

Les résultats de ces campagnes de mesures pour les oxydes de soufre sont repris dans les tableaux ci-après.



• **Campagne de mesures en amont et aval de la DeNOx :**

Le tableau suivant présente les résultats de mesures en amont et aval de la DeNOx SCR.

Paramètre	Unité	Campagne de mesures amont/aval DeNOx									VLE SOx exprimé en SO ₂ du 03/11/2021 ³
		03/11/2021									
		Amont DeNOx				Aval DeNOx					
		Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4	Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4	Moyenne des 4 essais	
Température	°C	303	303	304	303	282	283	283	282	282,5	-
Concentration en SO ₂ (mesure en infrarouge = SO ₂ seul)	mg/Nm ³ sur gaz sec à 8 % O ₂	498	495	518	504	571	558	550	555	558,5	636,7 mg/Nm ³ sur gaz sec à 8 % O ₂
Concentration en SO ₃		Non mesuré	Non mesuré	Non mesuré	Non mesuré	33,3	76,8	69,2	56,3	58,9	
Concentration en SOx en équivalent SO ₂ (mesure par barbotage = SO ₂ + SO ₃)		496	481	519	258 ⁴	629	613	612	688	635,5	

Compte tenu des résultats, les tendances⁵ suivantes sont observées :

- Une augmentation (de 24% en moyenne) des concentrations en SOx entre l'amont et l'aval de la DeNOx (en considérant les SOx totaux en équivalent SO₂ mesurés par barbotage). Cette augmentation est difficilement explicable car le bilan soufre devrait être identique en entrée et sortie de la DeNOx. L'écart pourrait provenir de la représentativité des prélèvements (amont ou aval).
- Une conversion d'une partie (environ 7% en moyenne) du SO₂ en SO₃ dans la DeNOx (probablement sous l'effet du catalyseur). En effet, il y a une cohérence entre les SOx mesurés en équivalent SO₂ (par barbotage = SO₂ + SO₃) et la somme SO₂ (mesuré par infra rouge) + SO₃.

³ VLE calculée en fonction de la part du gaz dans chaque four – Voir § 2.2

⁴ Valeur considérée comme aberrante : l'essai 4 n'a pas été retenu pour les calculs de moyenne

⁵ Il convient de nuancer les observations suivantes au regard des incertitudes relatives au prélèvement et à l'analyse (en effet, des mesures s'accompagnent nécessairement d'incertitudes).



• **Campagne de mesures des rejets atmosphériques :**

Paramètre	Unité	Surveillance des rejets atmosphérique sur 2021				
		26/05/2021	15/06/2021	02/09/2021	14/10/2021	15/11/2021
		Four 4	Four 4	Four 3	Four 3	Four 3
Température	°C	244	245	251	251	259
Concentration en SO ₂ (mesure en infrarouge = SO ₂ seul)	mg/Nm ³ sur gaz sec à 8 % O ₂	Non mesuré	Non mesuré	487	318	553
Concentration en SO ₃		Non mesuré	Non mesuré	14,8	7,9	4,2
Concentration en SO _x en équivalent SO ₂ (mesure par barbotage = SO ₂ + SO ₃)		608	676	527	475	655
Concentration en sulfure d'hydrogène (H ₂ S)		Non mesuré	0,11	0,0	Non mesuré	Non mesuré
VLE SO _x exprimé en SO ₂ des journées considérées ⁶	mg/Nm ³ sur gaz sec à 8 % O ₂	456,2	451,5	453,3	458,0	653,7
Pour mémoire : résultats en moyenne sur la journée considérée issue de l'auto-surveillance OI (non comparable aux mesures ponctuelles) – Voir aussi Nota 2	mg/Nm ³ sur gaz sec à 8 % O ₂	378	307	344	151	398

Nota 1 : Les mesures sont réalisées alternativement sur le conduit « Four 3 » et sur le conduit « Four 4 ». Cela est a priori sans importance puisque le traitement des fumées est commun pour les 2 fours et que les fumées traitées sont ensuite dirigées vers 2 conduits en aval de la DeNOx.

De façon générale, on observe :

- Des concentrations à l'émission de sulfure d'hydrogène (H₂S) considérées comme négligeables.
- Les SO_x mesurés en équivalent SO₂ (par barbotage = SO₂ + SO₃) sont 19% plus élevés (en moyenne) que la somme SO₂ (mesuré par infrarouge) + SO₃. D'autre part, la conversion d'une partie négligeable (moins de 1,5% en moyenne) du SO₂ en SO₃ dans la DeNOx est mesurée.
- Ces résultats ne mettent pas en évidence de cohérence entre les SO_x mesurés en équivalent SO₂ (par barbotage = SO₂ + SO₃) et la somme SO₂ (mesuré par infrarouge) + SO₃.
- Il convient toutefois de nuancer ces résultats au regard des incertitudes relatives au prélèvement et à l'analyse (en effet, des mesures s'accompagnent nécessairement d'incertitudes).

⁶ VLE calculée en fonction de la part du gaz dans chaque four – Voir § 2.2



Nota 2 : La campagne QUAL2 réalisée du 18 au 26/10/2022 montre :

- Pour la baie d'analyse du Four 3 :

Un écart important entre les valeurs mesurées par la SRM (mesures réalisées par l'organisme tiers) et l'AMS (systèmes automatiques de mesures = baies d'analyses du site O-I), les résultats de la SRM étant entre 30 et 60% plus élevés selon les essais que l'AMS. Ce biais peut en parti être expliqué par la présence de SO₃, mais ne compense pas un tel écart.

- Pour la baie d'analyse du Four 4 :

Un écart important entre les valeurs mesurées par la SRM (mesures réalisées par l'organisme tiers) et l'AMS (systèmes automatiques de mesures = baies d'analyses du site O-I), les résultats de la SRM étant entre 10 et 80% plus élevés selon les essais que l'AMS. Ce biais peut en parti être expliqué par la présence de SO₃, mais ne compense pas un tel écart.

De plus, l'emplacement de la baie d'analyse à proximité du four l'expose aux fortes chaleurs, pouvant créer une instabilité des appareils de mesures et créant des biais sur mesures.

D'autre part, il serait nécessaire de mettre en place une ligne fixe entre la baie et la plateforme de mesure afin de réaliser le passage des gaz en tête de ligne et de s'assurer de l'étanchéité de l'intégralité du système de prélèvement.

O-I prévoit un investissement à hauteur de 18 000 Euros pour mise en conformité de la baie d'analyse du Four 4.

3 Qualité de l'air dans le secteur de Veauche

3.1 Mesures de qualité de l'air disponibles

La qualité de l'air dans le département de la Loire est surveillée par Atmo Auvergne Rhône-Alpes⁷ qui est l'Association Agréée par le ministère en charge de l'Environnement pour la Surveillance de la Qualité de l'Air de la région Auvergne Rhône-Alpes (AASQA).

Aucune station de surveillance du réseau n'est située à proximité de Veauche.

D'autre part, le dioxyde de soufre n'est aujourd'hui plus surveillé sur les stations du département de la Loire. Seule la station de Saint-Etienne Sud (station urbaine) a réalisé une surveillance de dioxyde de soufre. Les dernières données disponibles datent de 2016.

Pour les 3 dernières années disponibles (années 2014, 2015 et 2016), la concentration en dioxyde de soufre mesurée à la station de Saint-Etienne Sud est de 1 µg/m³.

Notons que les valeurs de référence pour la santé humaine pour le dioxyde de soufre sont :

- Objectif de qualité de l'air du Code de l'Environnement : 50 µg/ m³ en moyenne annuelle civile ;
- Recommandation de l'OMS 2021 : 40 µg/m³ en moyenne sur 24 heures.

⁷ <https://www.atmo-auvergnerhonealpes.fr>



Les concentrations mesurées sur Saint-Etienne (à défaut de données représentatives du secteur de Veauche) lors des 3 dernières années de surveillance (jusqu'à 2016) sont donc largement inférieures à ces valeurs de référence.

A défaut de données de mesures, il est proposé de présenter ici les résultats de l'évaluation des risques sanitaires réalisée dans le cadre du dossier de 2021 (projet de réfection du four 3).

3.2 Évaluation des concentrations dans l'air ambiant attribuables au four verrier

Dans le cadre de l'évaluation des risques sanitaires réalisée en 2021, pour la situation après mise en service de la DéNOx, les concentrations dans l'air au niveau des riverains potentiellement les plus exposés aux émissions atmosphériques attribuables au site ont été évaluées sur la base d'une modélisation de la dispersion atmosphérique. Le modèle mis en œuvre est ADMS 5 avec les données météorologiques horaires sur 3 années 2014-2015-2016 issues de la station de l'aéroport St-Etienne-Bouthéon.

Les concentrations atmosphériques modélisées au niveau des riverains potentiellement les plus exposés attribuables aux émissions des fours O-I Veauche sont de l'ordre de **5,0 µg/m³ pour une concentration à l'émission de 642 mg/Nm³ et un flux de 17,5 kg/h** (four 3 + four 4).

Rappelons que les valeurs de référence pour la santé humaine pour le dioxyde de soufre sont :

- Objectif de qualité de l'air du Code de l'Environnement : 50 µg/ m³ en moyenne annuelle civile ;
- Recommandation de l'OMS 2021 : 40 µg/m³ en moyenne sur 24 heures.

Les concentrations atmosphériques modélisées au niveau des riverains potentiellement les plus exposés attribuables aux émissions des fours O-I Veauche sont donc largement inférieures à ces valeurs de référence.

4 Etude technico-économique de réduction des émissions d'oxydes de soufre

4.1 Inventaire des MTD relatives à la réduction des émissions d'oxydes de soufre (SOx)

4.1.1 Rappel sur l'origine des SOx

Le terme oxydes de soufre (SOx) comprend le dioxyde de soufre (SO₂) et le trioxyde de soufre (SO₃), généralement exprimés en équivalent SO₂. Le dioxyde de soufre est de loin l'oxyde de soufre le plus répandu dans l'industrie du verre.

En dessous d'environ 200°C, le SO₃ se présente généralement sous la forme d'un brouillard ou d'une vapeur acide ; par conséquent, l'acide sulfurique (H₂SO₄) est, en général, considéré comme inclus dans le terme SOx, puisqu'il représente un produit de condensation de SO₃. Les deux principales sources d'émissions d'oxydes de soufre sont l'oxydation du soufre dans les carburants et la décomposition/oxydation des composés soufrés dans les matières premières.

Le taux de composés soufrés restant dans le verre est généralement faible (<0,35% en SO₃, dans la plupart des verres industriels) et en général, la majorité du soufre entrant dans le four est émise dans l'atmosphère sous forme de SOx. Une partie des SOx dans le flux de gaz résiduaux réagira avec d'autres espèces pour produire des sulfates, qui se condensent pour former de la poussière.



4.1.2 MTD de prévention et de réduction des émissions de SOx

Les sources bibliographiques consultées et synthétisées ci-après sont les suivantes :

- *Décision d'exécution de la Commission du 28 février 2012 établissant les conclusions sur les meilleures techniques disponibles (MTD) pour la fabrication du verre, au titre de la directive 2010/75/UE du Parlement européen et du Conseil relative aux émissions industrielles.*
- Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Manufacture of Glass - Industrial Emissions Directive 2010/75/EU – Mars 2012.



Principe	Technique	Avantage pour l'environnement		Applicabilité		Expérience d'exploitation	Effets croisés	Aspect économique	Remarque																										
		Général	Niveau d'émission associé à la MTD	Nouvelles installations	Reconversion d'installations existantes																														
Épuration par voie sèche ou semi-sèche en association avec un système de filtration	<p>Une poudre sèche ou une suspension/solution de réactif alcalin est introduite et dispersée dans le flux d'effluents gazeux. Cette matière réagit avec les gaz soufrés en formant un solide qui doit être éliminé par filtration (filtre à manches ou électrofiltre). En général, l'utilisation d'une tour de réaction améliore l'efficacité du système d'épuration.</p> <p><u>Précisions issues du BREF :</u> En général, le taux d'abattement dépend fortement des paramètres décrits ci-dessous.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Type d'épurateur - La conception de l'épurateur peut affecter le contact entre la phase gazeuse et l'agent absorbant et le temps de réaction disponible. • Composition des fumées - Il existe une réactivité différente des polluants des gaz résiduels avec les divers absorbants et des réactions concurrentes se produisent entre les différentes espèces, en particulier si le rapport des réactifs aux gaz acides est relativement faible. • Température des fumées - La température idéale doit être aussi proche que possible du point de rosée des fumées (inférieure à 180 °C) ou beaucoup plus élevée (environ 400 °C). La plage de température de 180 à 350 °C ne convient pas à l'absorption de SO₂ sec par la chaux hydratée. Il convient de garder à l'esprit que des températures de gaz de combustion supérieures à 350 °C sont également nécessaires au bon fonctionnement d'une unité SCR • Humidité des fumées. • Rapport molaire agent absorbant/gaz acides - Il est normalement nécessaire d'avoir un rapport sur-stoechiométrique d'absorbant. La quantité spécifique d'agent d'absorption est souvent exprimée par le rapport molaire de l'absorbant sur les SO_x. • Système de filtration - Le procédé sec ou semi-sec peut être utilisé en conjonction avec des électrofiltres (ESP), mais avec des filtres à manches, les gaz résiduels peuvent nécessiter un refroidissement. Le processus le plus couramment utilisé dans l'industrie du verre est le processus à sec en conjonction avec un ESP utilisant du Ca(OH)₂ comme absorbant. En effet, Ca(OH)₂ atteint un taux d'abattement relativement bon à une température d'environ 400°C, qui peut être facilement atteinte dans les gaz résiduels sans refroidissement et se situe dans la plage de fonctionnement d'un électrofiltre. Cependant, il convient de noter qu'avec les systèmes de filtres à manches, le réactif peut être injecté dans le flux de gaz de combustion avant l'échangeur de chaleur. Cela permet alors une réaction à environ 350 – 400 °C, comme avec les ESP. Idéalement, la température de réaction devrait être d'environ 400 °C ; en pratique, les températures comprises entre 300 et 350 °C sont plus courantes, en raison des contraintes opérationnelles. Lorsque des systèmes de filtres à manches sont utilisés, la température doit être réduite à moins de 200 °C. Le refroidissement peut être réalisé par un échangeur de chaleur ou de l'air de refroidissement, et est également assisté dans le processus semi-sec par l'évaporation de l'eau. L'utilisation de filtres à manches génère un gâteau de filtration sur le tissu, dû au dépôt de réactif d'absorption, qui provoque une augmentation de la perte de charge et améliore normalement l'absorption des gaz acides. • Type de réactif - Les agents de lavage les plus utilisés dans l'industrie du verre sont : la chaux hydratée (Ca(OH)₂), le carbonate de sodium (Na₂CO₃), le bicarbonate de sodium (NaHCO₃) et moins fréquemment l'hydroxyde de sodium (NaOH) et le calcaire (CaCO₃). La composition chimique du réactif est un facteur important pour déterminer la possibilité de recycler les produits solides résultants vers le four de fusion. La surface spécifique du réactif, exprimée en BET (m²/gramme) est un facteur déterminant pour obtenir une bonne vitesse de réaction. Les réactifs sont normalement injectés sous forme de poudre fine avec une surface spécifique allant jusqu'à 40 m²/g. 	<p><u>Précisions issues du BREF :</u> La majorité des systèmes d'épuration SO_x installés fonctionnent avec une épuration à la chaux hydratée sèche à une température comprise entre 300 et 400°C, qui est la température des gaz résiduels obtenue à partir d'un four de type régénératif efficace. À ces températures, une réduction de SO_x d'environ 30 à 40 % est généralement obtenue en utilisant une chaux sèche de bonne qualité et un rapport Ca(OH)₂/SO₂ sur-stoechiométrique.</p> <p>Réduction aussi d'autres gaz acides (dont HF, HCl, ...) avec des taux d'efficacité indicatifs suivants :</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th rowspan="2">Polluant</th> <th colspan="2">ESP</th> <th>Bag filter</th> </tr> <tr> <th>~ 400 °C</th> <th>200 – 280 °C</th> <th>130 – 240 °C</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>SO₂</td> <td>50 %</td> <td>10 %</td> <td>10 %</td> </tr> <tr> <td>SO₃</td> <td>80 %</td> <td>90 %</td> <td>95 %</td> </tr> <tr> <td>HCl</td> <td>70 %</td> <td>35 %</td> <td>80 %</td> </tr> <tr> <td>HF</td> <td>95 %</td> <td>95 %</td> <td>95 %</td> </tr> <tr> <td>SeO₂</td> <td>90 %</td> <td>70 %</td> <td>90 %</td> </tr> </tbody> </table>	Polluant	ESP		Bag filter	~ 400 °C	200 – 280 °C	130 – 240 °C	SO ₂	50 %	10 %	10 %	SO ₃	80 %	90 %	95 %	HCl	70 %	35 %	80 %	HF	95 %	95 %	95 %	SeO ₂	90 %	70 %	90 %	Généralement applicable	Généralement applicable	Moyenne	<p><u>Précisions issues du BREF :</u> Nécessite l'utilisation d'énergie électrique. La consommation d'énergie spécifique est généralement d'environ 12 à 20 kWh/tonne de verre fondu avec des filtres à manches et de 8 à 11 kWh/tonne de verre fondu pour des électrofiltres. Les techniques génèrent une quantité importante de résidus solides, mais dans la plupart des applications, ce matériau peut être recyclé vers le four. Toutefois, le recyclage des poussières de sulfate présente une limitation quantitative (vis-à-vis de la qualité du verre) :</p> <p>Cas 1 : À de faibles niveaux de calcin, le sulfate collecté sera généralement inférieur à celui requis pour le raffinage et, dans certains cas spécifiques, il peut également être possible d'augmenter l'absorption du soufre de la poussière collectée dans le verre (c'est-à-dire un pourcentage plus élevé de SO₃). Dans ces cas, les émissions globales sont réduites et la consommation de sulfate de sodium est réduite. Si le sulfate collecté est supérieur au sulfate requis dans le lot, un flux de déchets solides est créé pour être éliminé hors site.</p> <p>Cas 2 : À des niveaux élevés de calcin, les besoins en agent de collage au sulfate sont beaucoup plus faibles. Le recyclage des poussières de sulfates est donc limité. Une grande partie des poussières doit ainsi être éliminée en déchet.</p> <p>→ Les coûts d'élimination des poussières non recyclables (considérées généralement comme des déchets dangereux) pourraient être supérieurs au coût des combustibles à faible teneur en soufre (par exemple, le pétrole à faible teneur en soufre ou le gaz naturel). Par conséquent, dans de nombreuses circonstances, un exploitant choisirait de changer de combustible plutôt que de créer un flux de déchets solides à éliminer. Cependant, un écart de coût élevé entre les combustibles à faible teneur en soufre (en particulier le gaz naturel) et les autres combustibles peut rendre une telle option économiquement peu attrayante.</p> <p>D'autre part, si l'hydrate de calcium est utilisé comme absorbant, la plupart des compositions de verre auront une limite quant à la quantité de calcium pouvant être recyclée. Des ajustements peuvent normalement être apportés à la composition du lot pour compenser la poussière issue du filtre, mais pour les lots avec des niveaux élevés de calcin, les possibilités de compensation sont limitées. Dans les lots de calcin élevé, la teneur en calcium peut être supérieure à ce qui peut être toléré dans le verre, créant un déchet solide. Dans un tel cas, une solution pourrait être un changement d'absorbant et un passage au carbonate ou bicarbonate de sodium, ou un mélange des différents absorbants.</p> <p>Problème de qualité du verre en cas de taux de recyclage important du calcin : cela conduit à « accumuler » des métaux (dont le plomb), soufre, fluorures, chlorures, ...</p>	<p>Spécifique à l'installation</p> <p><u>Précisions issues du BREF :</u> Les coûts d'investissement pour un ESP combiné à un lavage à sec sont de l'ordre de 1,5 à 3 millions d'euros pour des capacités de four comprises entre 300 tonnes/jour et 600 tonnes/jour ; tandis que les coûts pourraient dépasser 4 millions d'euros pour les installations plus importantes, supérieures à 750 tonnes/jour (par exemple, deux fours ou plus connectés à un filtre).</p> <p>• Les coûts spécifiques associés devraient être de l'ordre de 2,7 à 5,5 euros par tonne de verre fondu avec l'utilisation de filtres électrostatiques et de l'élimination totale de la poussière</p> <p>Les valeurs les plus élevées se réfèrent à des installations plus petites et plus récentes, tandis que les niveaux les plus bas sont associés aux fours à gaz et au recyclage complet de la poussière du filtre. L'utilisation de fioul à la place du gaz naturel peut entraîner une augmentation des coûts supplémentaires d'environ 1,5 euro par tonne de verre fondu.</p>	<p>Electrofiltre en service depuis 2009, avec injection de chaux (Sorbacal) permettant de réduire les rejets de SO_x</p> <p>Injection de chaux par air pulsé, en amont de l'électrofiltre, dans le flux des gaz de combustion. Une décomposition de SO_x se produit (transformation du SO₂ en CaSO₃).</p>
Polluant	ESP			Bag filter																															
	~ 400 °C	200 – 280 °C	130 – 240 °C																																
SO ₂	50 %	10 %	10 %																																
SO ₃	80 %	90 %	95 %																																
HCl	70 %	35 %	80 %																																
HF	95 %	95 %	95 %																																
SeO ₂	90 %	70 %	90 %																																



Principe	Technique	Avantage pour l'environnement		Applicabilité		Expérience d'exploitation	Effets croisés	Aspect économique	Remarque
		Général	Niveau d'émission associé à la MTD	Nouvelles installations	Reconversion d'installations existantes				
Épuration par voie sèche ou semi-sèche en association avec un système de filtration	<p><u>Précisions issues du BREF :</u> Une option supplémentaire pour le «lavage à sec» des gaz acides consiste en un préchauffage discontinu direct. Dans ce cas, les composants alcalins de la composition du lot ont la fonction d'agents d'absorption.</p> <p>La charge et le calcin sont normalement introduits à froid dans le four, mais en utilisant la chaleur résiduelle des gaz résiduaires pour préchauffer la charge et le calcin, des économies d'énergie importantes peuvent être possibles. Cela ne s'applique qu'aux fours à verre à combustible fossile. Dans l'industrie de la laine de roche, on utilise principalement des cubilots, dont la conception préchauffe intrinsèquement les matières premières. Les températures de préchauffage ne doivent de préférence pas être inférieures à 270 °C mais ne doivent pas dépasser 500 – 550 °C. En pratique, la plupart des préchauffeurs discontinus et de calcin fonctionnent à des températures de préchauffage discontinues comprises entre 275 et 325 °C.</p>	<p><u>Précisions issues du BREF :</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Dans le cas du préchauffage direct, des réductions de composés acides dans les fumées SO₂, HF et HCl, respectivement de 60 %, 50 % et 90 % ont été constatées (différence avant et après lit de charge). • Une augmentation du taux de tirage jusqu'à 10 – 15 %, est possible pour les applications aux fours verriers existants, avec préchauffage de la charge à 300 °C. • Une réduction ou une élimination du besoin d'un agent de récurage à sec. 	Réduction de 60% des émissions de SO ₂	Applicable	<p>Généralement applicable</p> <p><u>Précisions issues du BREF :</u> Les systèmes de préchauffage de calcin/lot peuvent théoriquement être installés sur n'importe quel four de fusion de verre existant avec plus de 50 % de calcin dans le lot, bien que, dans des conditions spécifiques et pour une durée limitée, une installation ait fonctionné avec un pourcentage de calcin aussi bas que 30 %. Le préchauffage du seul lot a été problématique et n'est pas considérée comme une technologie éprouvée. Le préchauffage d'un mélange de charge et de calcin est plus compliqué que le préchauffage du calcin seul. En raison de ces limitations, l'application du réchauffage des lots et du calcin se fait presque exclusivement dans le secteur du verre d'emballage.</p> <p>Afin de maintenir la perte de chaleur du système de transport sous l'échangeur de chaleur aussi faible que possible, le préchauffeur doit être situé aussi près que possible de la niche. L'emplacement idéal serait directement au-dessus du chargeur de lots. Pour des raisons économiques, la température des gaz résiduaires disponibles doit être d'au moins 400 à 450°C.</p>	Élevée	<p><u>Précisions issues du BREF :</u> La technique peut donner une augmentation de la capacité du four de 10 à 15 % sans compromettre la durée de vie du four. Si le taux de tirage n'est pas augmenté, une légère augmentation de la durée de vie du four peut être possible.</p> <p>Dans certains cas, des problèmes de génération d'odeurs provenant du préchauffeur sont apparus, en raison des fumées organiques libérées pendant le pré-séchage du calcin, en fonction du niveau de matières organiques dans le calcin. Les problèmes sont causés par la combustion et l'évaporation des résidus alimentaires et autres matières organiques dans le calcin externe. Des solutions à ces problèmes (par exemple l'incinération) sont en cours de développement.</p> <p>L'utilisation d'un préchauffage direct entraîne une augmentation des émissions de particules (jusqu'à 2000 mg/Nm³) et une réduction secondaire des particules est nécessaire. Les poussières collectées peuvent normalement être recyclées dans le four.</p> <p>L'utilisation du préchauffage direct augmente le besoin d'entretien et de nettoyage, en raison de l'augmentation des émissions de particules, avec une augmentation conséquente des coûts.</p> <p>Lorsque le préchauffage direct de la matière nécessite l'utilisation d'un électrofiltre, de l'énergie électrique est consommée. Cela compense une partie des économies d'énergie, mais ce n'est pas substantiel. Il est possible qu'un préchauffage direct entraîne des émissions de dioxines, en particulier si des gaz résiduaires contenant du HCl provenant du revêtement de l'extrémité chaude sont inclus. Sur la base d'études et de mesures, il n'existe aucune preuve de la formation de dioxines à des niveaux pertinents dans les fumées des fours équipés de préchauffeurs discontinus.</p> <p>Permet :</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ de réduire la consommation d'énergie, avec une réduction conséquente des émissions de CO₂. ▪ une augmentation de la capacité de fusion du four (jusqu'à 10 % ou plus). 	<p>Spécifique à l'installation</p> <p><u>Précisions issues du BREF :</u> Deux exemples différents dans le secteur du verre d'emballage pour l'application d'un préchauffeur indirect :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Pour un four régénératif à feux croisés de 350 tonnes/jour, le surcoût d'investissement lié à l'utilisation du préchauffeur est d'environ 2,5 millions d'euros, y compris certaines adaptations de la machinerie d'enfournement. Les économies annuelles sur les coûts d'exploitation sont d'environ 820 000 EUR par an, en supposant un prix du carburant de 9,4 EUR par GJ de valeur de combustion brute. Les économies de coûts moyennes pendant la campagne du four sont estimées à 3 euros par tonne de verre en fusion, calculées sur la base des prix actuels de l'énergie. • L'application du préchauffage batch/calcin à un four de 450 tonnes/jour permet d'augmenter la capacité de tirage de 450 à 500 tonnes/jour et d'économiser de l'énergie. Les coûts d'investissement sont de 3,4 millions d'euros et les économies de coûts (sur la base d'une capacité de 500 tonnes/jour) sont de 1,1 million d'euros par an. Dans ce cas, le délai de récupération est de trois ans. Les économies de coûts totales sont équivalentes à 5 à 6 euros par tonne de verre, en partie grâce à la capacité de fusion accrue du four sans qu'il soit nécessaire d'agrandir sa structure. • Des investissements dans l'équipement et l'infrastructure en aval du four seront nécessaires afin de pouvoir utiliser toute augmentation de la capacité de tirage. Les coûts, notamment liés à l'augmentation de la capacité des machines, pourraient être importants 	<p>Lors de la réfection du four 3, cette solution a été étudiée mais non retenue car il n'y a pas suffisamment d'espace sur le site de Veauche : non réalisable techniquement D'autre part, aucun échangeur de chaleur ne pourrait être placé en amont de la Dénox</p> <p>Non envisagé sur le four 4 pour la même raison. De plus, il n'est pas prévu de réfection du four 4 à court terme (en effet, les modifications nécessaires au préchauffage ne pourraient être techniquement mise en œuvre qu'en cas de reconstruction de four).</p>



Principe	Technique	Avantage pour l'environnement		Applicabilité		Expérience d'exploitation	Effets croisés	Aspect économique	Remarque
		Général	Niveau d'émission associé à la MTD	Nouvelles installations	Reconversion d'installations existantes				
Réduction dans la mesure du possible de la teneur en soufre du mélange vitrifiable et optimisation du bilan soufre	<p>La réduction de la teneur en soufre du mélange vitrifiable vise à réduire les émissions de SOx qui résultent de la dégradation des matières premières soufrées utilisés pour l'affinage. Les sulfates sont les agents de collage les plus largement utilisés et sont également des agents oxydants importants. Le sulfate le plus couramment utilisé est le sulfate de sodium qui, lors de la fusion et de l'affinage, se dissocie pour donner du SO₂, de l'O₂ et du Na₂O gazeux qui sont incorporés dans le verre. Les sulfates de potassium et de calcium sont également largement utilisés. Dans la plupart des fours verriers, les quantités de sulfates ont été réduites aux minimums.</p> <p>La réduction effective des émissions de SOx dépend de la quantité de soufre retenue dans le verre qui est généralement faible (mais pouvant varier de façon significative selon le type de verre produit) et de l'optimisation du bilan soufre</p>	<p><u>Précisions issues du BREF</u> En général, la minimisation/optimisation des matières premières contenant du soufre dans la formulation du lot a un effet non seulement sur les émissions de SOx, mais aussi sur la formation de poussière. Le recyclage des poussières de filtre peut remplacer l'ajout de sulfate en tant qu'agent d'affinage/oxydant et ainsi réduire l'utilisation de ces matières premières primaires. L'optimisation de la quantité de sulfates utilisés dans le lot peut entraîner une réduction du flux de déchets solides lorsqu'ils sont produits par le système de réduction des SOx en aval.</p>	<p><u>Précisions issues du BREF :</u> Les émissions typiques associées aux agents d'affinage et d'oxydation sont de 200 à 800 mg/Nm³ et de 0,2 à 1,8 kg/tonne de verre fondu.</p>	Généralement applicable	Généralement applicable	Élevée	<p><u>Précisions issues du BREF :</u> En général, la minimisation/contrôle de la teneur en soufre dans la formulation du lot n'est pas associée à des effets croisés. Cependant, une réduction excessive de la quantité de soufre engendrerait des problèmes de qualité sur le produit verrier final (certaines couleurs foncées pour le verre d'emballage doivent avoir une formulation de lot particulière qui contient du soufre). La substitution des composés soufrés par d'autres matériaux apportant le même effet d'affinage peut s'avérer difficile du fait d'un impact environnemental plus important lié aux matériaux alternatifs. Le recyclage des poussières de filtre peut augmenter les émissions de SOx, car elles sont principalement constituées de sulfates.</p>	Le mélange vitrifiable est réalisé par les services centraux du Groupe O.I (service achats et le service glass technology) pour garantir la qualité du produit avec un taux de Soufre aussi bas que possible	



Principe	Technique	Avantage pour l'environnement		Applicabilité		Expérience d'exploitation	Effets croisés	Aspect économique	Remarque					
		Général	Niveau d'émission associé à la MTD	Nouvelles installations	Reconversion d'installations existantes									
Utilisation de combustibles à faible teneur en soufre	<p>On utilise du gaz naturel ou des combustibles à faible teneur en soufre afin de limiter les émissions de SOx qui résultent de l'oxydation du soufre contenu dans le combustible pendant la combustion.</p> <p><u>Précisions issues du BREF :</u> Dans les procédés au fioul, la principale source de SOx est l'oxydation du soufre dans le combustible. La quantité de SOx dérivée des matières premières varie en fonction du type de verre, mais en général, partout où le fioul est brûlé, les émissions de SOx du carburant l'emportent sur celles des matières premières.</p>	<p>Précisions issues du BREF : Fourchettes indicatives d'émissions de SOx des fours verriers sodocalciques pour différents combustibles :</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Fuel</th> <th>SO_x (as SO₂) mg/Nm³</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Natural gas</td> <td>300 – 1000</td> </tr> <tr> <td>1 % Sulphur fuel oil</td> <td>1200 – 1800</td> </tr> </tbody> </table>	Fuel	SO _x (as SO ₂) mg/Nm ³	Natural gas	300 – 1000	1 % Sulphur fuel oil	1200 – 1800	Généralement applicable	<p>Généralement applicable</p> <p><u>Précisions issues du BREF :</u> La conversion au gaz nécessite des brûleurs différents, le système d'alimentation en gaz des brûleurs et des modifications des brûleurs et des orifices de combustible. Une conversion complète des fours existants au chauffage au gaz n'est pas toujours possible, en raison des problèmes potentiels de qualité du verre et de durée de vie du four ; dans ces cas, une cuisson mixte peut être appliquée. Cependant, le principal facteur d'influence dans le choix du carburant est le différentiel de prix du carburant entre le gaz et le pétrole. En outre, les différentes stratégies et politiques énergétiques des États membres de l'UE et la disponibilité géographique du gaz naturel et du fioul peuvent influencer sur le choix du combustible</p>	Elevée	<p><u>Précisions issues du BREF :</u> L'expérience générale au sein de l'industrie est que la conversion au gaz naturel entraîne des émissions de NOx plus élevées et des émissions spécifiques de CO2 plus faibles par rapport au fioul. Cependant, la consommation d'énergie spécifique par tonne de verre fondu peut augmenter en raison d'une émissivité/luminosité de la flamme plus faible, d'un volume de gaz de combustion et d'une capacité calorifique différents. Le fioul doit être chauffé jusqu'à 110 – 120°C avant d'être livré aux brûleurs, ce qui nécessite une consommation d'énergie supplémentaire ou l'utilisation de chaleur récupérée. La conversion à un carburant à faible teneur en soufre entraîne généralement une augmentation des coûts en raison du prix plus élevé du carburant. Cependant, si les poussières du filtre résultant de la désulfuration des fumées ne peuvent pas être recyclées vers le four, une réduction des coûts est attendue en raison de la diminution des quantités de poussières à éliminer en déchet.</p>	<p>Selon le coût des combustibles.</p>	<p>Le four 3 fonctionne à 100% au gaz naturel</p> <p>Le four 4 fonctionne avec un mixte fioul TBTS / gaz naturel</p> <p>Le fioul utilisé a une teneur en soufre < 0,1% (NF EN 24260 ou NF EN ISO 14596) Référence : Total fioul premier (FDS n°30207)</p>
Fuel	SO _x (as SO ₂) mg/Nm ³													
Natural gas	300 – 1000													
1 % Sulphur fuel oil	1200 – 1800													

4.2 Evaluation technique et économique des solutions proposées dans les MTD pour la réduction des émissions de dioxyde de soufre

4.2.1 Constats et solutions retenues

Les principales MTD sont aujourd'hui déjà mises en œuvre :

- Épuration par voie sèche en association avec un système de filtration (électrofiltre),
- Réduction dans la mesure du possible de la teneur en soufre du mélange vitrifiable et optimisation du bilan soufre,
- Utilisation de combustibles à faible teneur en soufre (gaz naturel et fioul TBTS < 0,1% de soufre).

Notons que seule la MTD consistant à préchauffer le calcin par récupération de chaleur des fumées (permettant la limitation de la consommation en combustible et donc les émissions atmosphériques associées) n'est pas mise en œuvre sur le site.

En effet, lors de la réfection du four 3, cette solution a été étudiée mais non retenue car il n'y a pas suffisamment d'espace sur le site de Veauche : non réalisable techniquement du fait de la configuration / géométrie des structures du bâtiment.

Cette solution n'est pas envisagée sur le four 4 pour la même raison. D'autre part, il n'est pas prévu de réfection du four 4 à court terme (en effet, les modifications nécessaires au préchauffage ne pourraient être techniquement mise en œuvre qu'en cas de reconstruction de four).

Ainsi, la solution retenue en première intention dans le cadre de l'étude technico-économique consiste à optimiser le système d'épuration par voie sèche (injection de chaux).

4.2.2 Démarche d'évaluation technique et économique

Cette évaluation est réalisée sur la base de l'audit de performance de la Sorbocal® SPS sur le site de O-I Veauche (42) réalisé par la Société Lhoist (Rapport du 5 octobre 2022).

4.2.3 Evaluation de l'efficacité de la solution retenue : optimisation du système d'injection de chaux

4.2.3.1 Description de l'installation de dosage du Sorbocal® SPS

L'installation de dosage de Sorbocal® SPS est récente et a été réalisée par Sodimate en avril 2021 :

- Vis de dosage et transport pneumatique pour chaque gaine
- Contrôle en continu de la pression et de la vitesse du transport pneumatique
- Injection avec une lance dans une zone rectiligne suffisamment éloignée de coudes

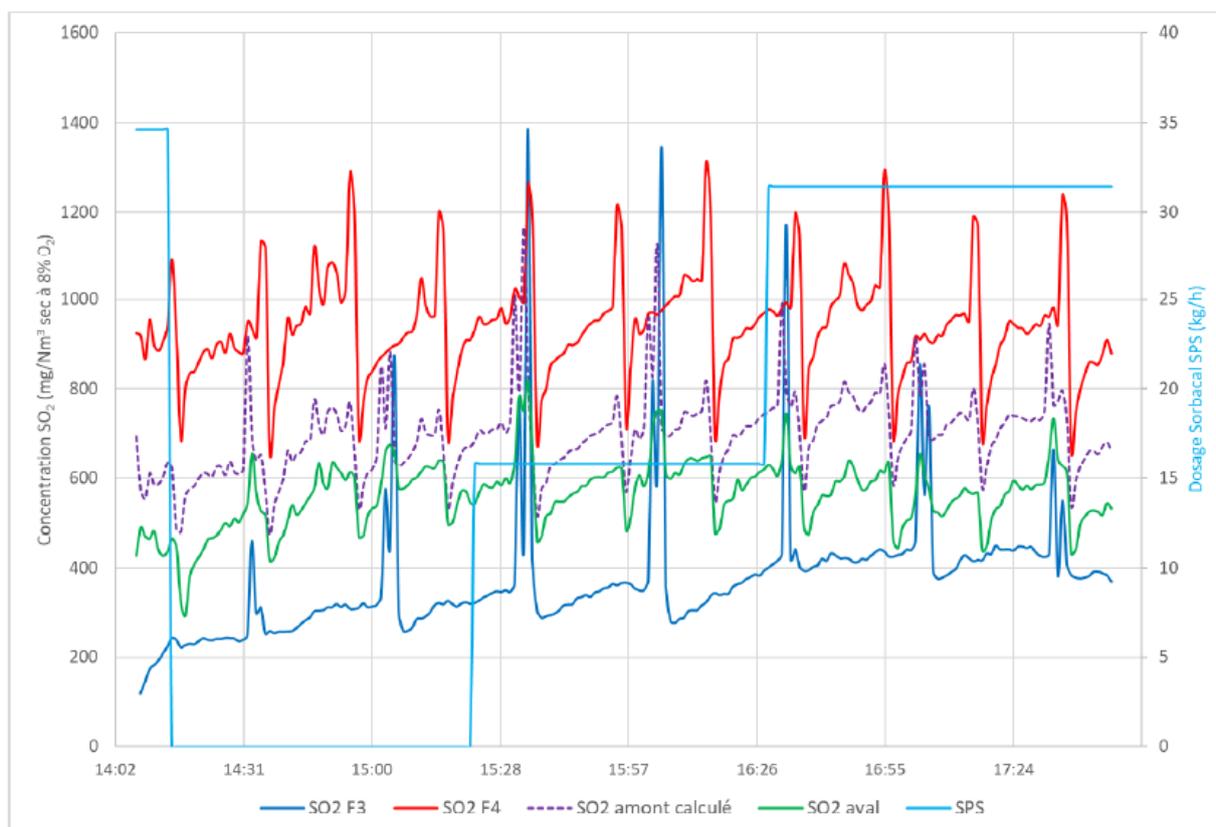
4.2.3.2 Essais réalisés par Lhoist

L'étude a consisté à doser quatre quantités fixes Sorbocal® SPS (identiques sur chaque ligne) durant 1h30 afin d'établir la courbe de performance dosages. Cette approche permet de couvrir une large plage de rapport stœchiométrique⁸ et ainsi construire un modèle plus précis.

Les mesures de SO₂ amont pour chaque four, le SO₂ en amont de l'ESP (calcul à partir des flux de chaque four) et le SO₂ en sortie de traitement sont représentés sur les graphiques suivants.

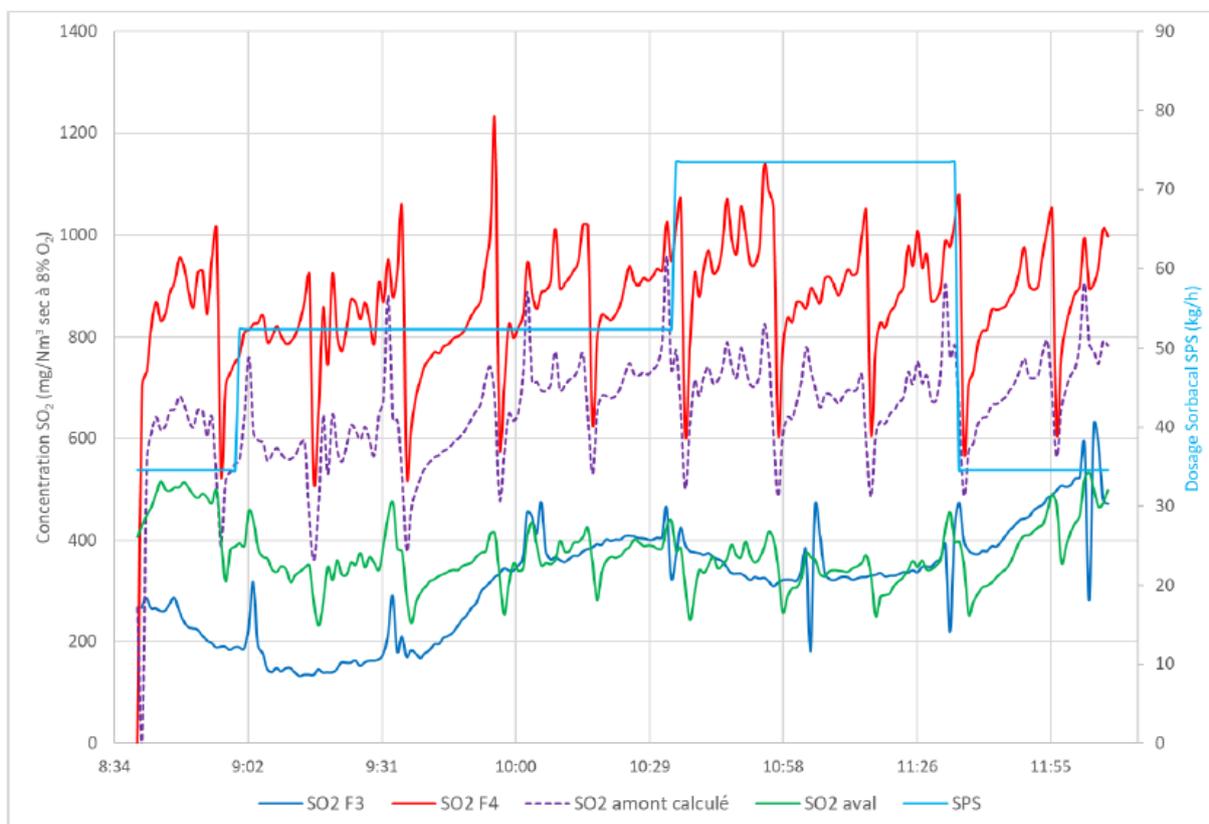
Nota : analyse électrochimique (analyseur avec cellules spécifiques à chaque gaz) avec appareil type Testo.

- Mesures du 14/09/2022 :



⁸ Rapport Stoechiométrique = (Quantité de réactif en mol/h) / (Quantité de polluants en amont en mol/h)

▪ Mesures du 15/09/2022 :



Les profils des courbes sont typiques des courbes observées en verrerie : légère augmentation du SO₂ entre les inversions des fours.

Notons que le SO₂ sur le Four 4 (courbe rouge) est relativement stable (entre 900 et 1 000 mg/Nm³) alors que sur le Four 3 (courbe bleue), il est plus variable (entre 200 et 500 mg/Nm³).

Comme attendu, la concentration en aval du traitement diminue avec l'augmentation du débit de réactif indiquant ainsi que le taux d'abattement⁹ du SO₂ augmente.

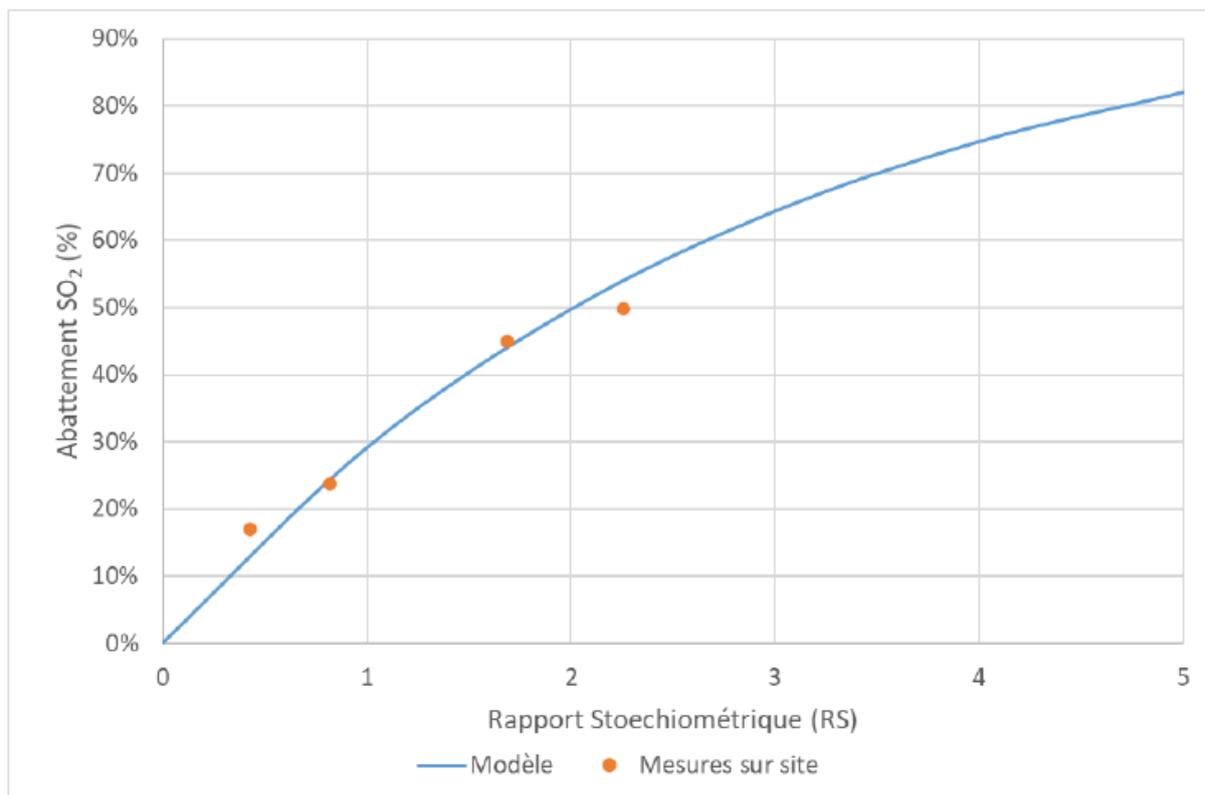
Les résultats sont synthétisés dans le tableau ci-après et présentent l'abattement SO₂ et le Facteur Stœchiométrique (FS)¹⁰.

Débit F3	SO ₂ F3	Débit F4	SO ₂ F4	Débit total	SO ₂ moyen amont	Dosage Sorbocal®	SO ₂ aval	Abattement SO ₂	FS
Nm ³ /h	mg/Nm ³	Nm ³ /h	mg/Nm ³	mg/Nm ³	Nm ³ /h	kg/h	mg/Nm ³	%	
18 614	373	26 381	954	44 995	713	16	592	17	2,5
18 539	437	26 741	940	45 280	734	31	559	24	3,4
15 092	292	26 454	854	41 545	650	53	358	45	3,8
15 718	338	25 114	908	40 832	688	73	345	50	4,5

⁹ Abattement du SO₂ = (SO₂ amont – SO₂ aval) / (SO₂ amont)

¹⁰ Facteur Stœchiométrique = (Quantité de réactif en mol/h) / (Quantité de polluants captée en mol/h)

Ces résultats permettent de tracer la courbe¹¹ suivante reliant l'abattement du SO₂ au rapport stœchiométrique et d'établir un modèle de captation du SO₂ en fonction de la quantité de Sorbocal® SPS injectée :



L'analyse du résidu de filtration prélevé le 15/09 au matin (après une nuit de fonctionnement à dosage fixe à 34,4 kg/h) a été réalisée :

- 43,5% de CaSO₄ résultant de la neutralisation des SO_x par la Sorbocal® SPS ;
- 22,0% de Ca(OH)₂ : chaux (réactif Sorbocal® SPS) n'ayant pas réagi ;
- 12,3% de CaCO₃ : chaux (réactif Sorbocal® SPS) "perdu" par recarbonatation avec le CO₂ des fumées ;
- Le reste est composé de Na₂SO₄, NaCl, CaF₂, KCl et autres produits inertes.

Le réactif est ainsi bien converti et cette analyse permet de calculer un Facteur Stœchiométrique (FS) de 2,5.

Le facteur stœchiométrique s'apprécie au regard du taux d'abattement obtenu. Le SO₂ amont n'ayant pas été mesuré durant la nuit, il n'est donc pas possible de calculer le taux d'abattement de ce polluant sur cette période. Néanmoins, en considérant une valeur amont de 700 mg/Nm³ (moyenne des mesures durant l'essai) et une VLE de 450 mg/Nm³ (soit 36% d'abattement) et un débit de fumées de 42 000 Nm³/h, le modèle permet de calculer une consommation théorique de 42 kg/h de Sorbocal® SPS (soit 18% de plus que le débit injecté selon la supervision) et un Facteur Stœchiométrique (FS) de 3,4.

¹¹ Courbe spécifique au site et aux conditions rencontrées pendant les essais.

Cet écart peut avoir plusieurs explications :

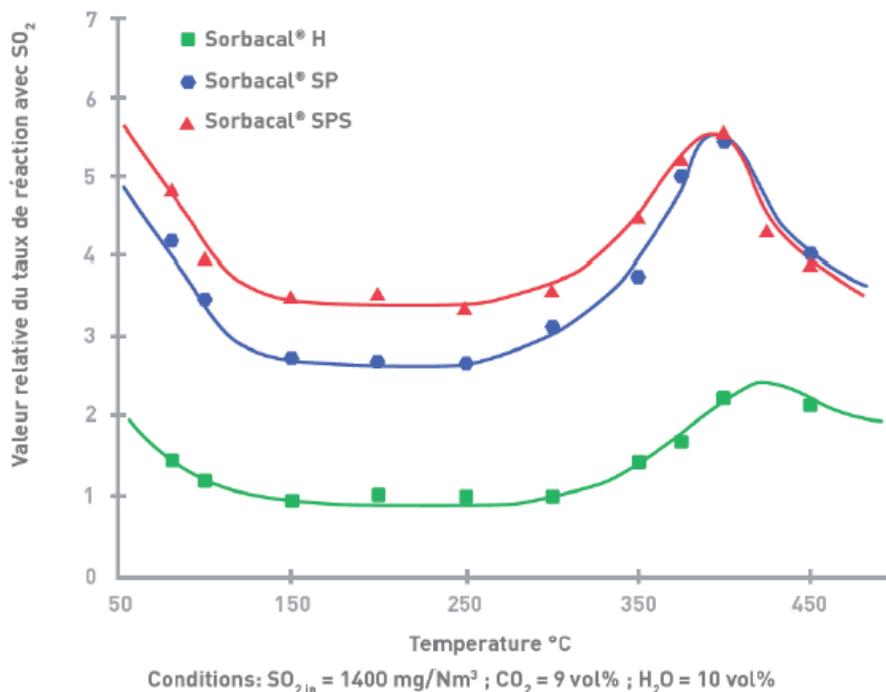
- Dosage de Sorbacal® SPS réel inférieur à celui calculé sur la base des fréquences des vis (probablement lié à un encrassement des vis : moins de chaux injecté).
- Concentration de SO₃ en amont plus importante que dans les historiques de mesures (généralement 2-5% des SO_x totaux) non mesurée par l'analyseur électrochimique de type Testo et extrêmement bien capté par le réactif.

Il semblerait que le modèle établi sous-estime les performances réelles du traitement de fumées.

- ⇒ Lhoist recommande de vérifier le débit réel des vis par un étalonnage en 3-4 points pour confirmer les quantités réellement injectées durant les essais (dernier étalonnage réalisé en 2021 lors de la réception de l'installation).
- ⇒ O-I a contacté la société qui a installé le système d'injection (SODIMATE) pour mettre en place un contrat d'entretien/maintenance pour l'étalonnage des vis. Cet étalonnage permettra de quantifier au plus près la chaux consommée/injectée. D'autre part, un nettoyage des vis est prévu sur 2023.

Lhoist a comparé la performance mesurée avec celle d'autres verreries équipées d'un électrofiltre et avec des conditions opératoires proches. La performance mesurée sur le site O-I Veauche (même si elle est vraisemblablement légèrement sous-estimée) se trouve dans les gammes de performance des autres installations. Notons toutefois qu'elle est moindre que celle d'un site dont la température de filtration est pourtant inférieure (270°C) et donc théoriquement moins favorable.

La température est un élément clé car elle a une grande influence sur le rendement du réactif (voir graphique ci-après).



La particularité du site de O-I Veauche est que la Sorbacal® SPS est injectée sur deux conduites distinctes avec des températures au point d'injection différentes : 430 °C sur le Four 4 (plutôt très favorable) et 290 °C sur le Four 3 (moins favorable).

Ainsi, la performance globale qui en découle est une moyenne d'un cas idéal et d'un cas moins favorable.

4.2.3.3 Essais réalisés par Lhoist

4.2.3.4 Optimisation des performances

Lhoist indique qu'il est possible d'optimiser la consommation globale de réactif en répartissant mieux la quantité injectée par gaine.

En effet, les flux de SO₂ de chaque four sont assez différents : le Four 3 fonctionne uniquement avec du gaz (et émet donc moins de SO₂) alors que le Four 4 est alimenté avec un mélange fuel/gaz (50/50 en moyenne depuis 2022, mais ce ratio pourrait évoluer selon les contraintes de fournitures d'énergie).

D'autre part, les essais ont montrés que l'abattement du SO₂ par la Sorbocal® SPS :

- est quasi-proportionnel à la quantité de réactif jusqu'à un abattement 50%,
- tend à être « asymptotique » au-delà d'un abattement de 50% : nécessité d'être en sur-excès de réactif pour augmenter la captation.

Les concentrations amont mesurées sur le Four 3 étant plus faibles, le taux d'abattement spécifique nécessaire est donc moindre. La quantité de Sorbocal® SPS à injecter devrait donc être moindre.

Le taux d'abattement spécifique du four 4 est plus important et demande donc plus de réactif.

Néanmoins, comme les conditions opératoires (notamment la température) sont plus favorables, nous devrions avoir une meilleure efficacité du traitement.

Il semble judicieux d'injecter plus de Sorbocal® SPS dans la gaine du Four 4.

- ⇒ **Ainsi, Lhoist recommande, en première approche, de doser un tiers de la consommation globale sur le Four 3 et deux tiers sur le Four 4.**
- ⇒ **Cette répartition a été mise en place par O-I dès le 14 octobre 2022.**

Une analyse des résultats d'autosurveillance réalisée avant et après les réglages d'injection de chaux a été réalisée. Afin de comparer des éléments comparable la démarche a consisté à :

- Rechercher des conditions similaires en terme de répartition des combustibles [gaz/(gaz+fioul)] sur le four 4 avant et après les réglages du 14 octobre 2022 sur l'injection de chaux.
En effet, la part du fioul dans les combustibles entrants pour le four 4 peut varier d'une période à l'autre et les émissions de SO_x sont dépendantes de la part du fioul. Il est donc nécessaire de rechercher les configurations de fonctionnement équivalentes en terme de répartition des combustibles pour une meilleure représentativité.
Sur la période après réglages, la part du fioul a fortement augmenté à partir du mois de novembre, correspondant (à partir de novembre) à des configurations non rencontrées avant les réglages. Pour l'évaluation de la situation de référence « après réglages », c'est donc la période du 15 au 31 octobre 2022 qui est retenue.
Pour la période « avant réglage », les situations les plus proches en termes de part de fioul pour de Four 4 ont été retenues.
Pour rappel, le Four 3 fonctionne 100% du temps en 100% gaz naturel.
- Pour ces conditions similaires, la moyenne des résultats de surveillance journaliers a été réalisée sur la période retenue pour les paramètres suivants :
 - Les concentrations moyennes journalières mesurées en SO_x ;
 - Les VLE journalières en SO_x ;
 - L'écart entre la concentration journalière mesurée et la VLE journalière correspondante.

Situations identifiées comme équivalentes en termes de répartition des combustibles	Moyenne des mesures moyennes journalière en SOx pour la période considérée en mg/Nm ³ à 8% d'O ₂		
	Pour toutes les données considérées	Situation avec Tonnage Four 3 > Tonnage Four 4	Situation avec Tonnage Four 3 < Tonnage Four 4
Avant réglages injection de chaux Moyenne des concentrations moyennes journalières mesurées du 1 ^{er} janvier au 13 octobre 2022 des jours pour lesquels le ratio [Gaz / (Gaz+Fioul)] sur le Four 4 est compris entre 0,476 et 0,490 (le Four 3 est 100% gaz naturel)	405	392	406
Après réglage injection de chaux Moyenne des concentrations moyennes journalières mesurées du 15 au 31 octobre 2022 des jours pour lesquels le ratio [Gaz / (Gaz+Fioul)] sur le Four 4 est compris entre 0,476 et 0,490 (le Four 3 est 100% gaz naturel)	377	380	373
Gain estimé (réduction des concentrations mesurées du fait des réglages)	7,0%	3,3%	8,2%

Cette analyse permet d'identifier un gain potentiel en terme d'émission en SOx de l'ordre de 28 mg/Nm³ à 8% d'O₂ en moyenne, soit une réduction de près de 7%.

L'analyse des données d'autosurveillance montre que :

- La réduction des émissions de SOx est moindre, si le tonnage est plus important sur le four 3 que sur le four 4 ;
- La réduction observée peut atteindre près de 8,2% lorsque le tonnage sur le four 4 est supérieur à celui du four 3.

Cette réduction de 28 mg/Nm³ à 8% d'O₂ permet d'évaluer une réduction du flux de SOx de l'ordre de 9,1 tonnes/an.

Le calcul est : (Concentration évitée de 28 mg/Nm³ à 8% d'O₂) x (Débit de fumées de 37224 Nm³/h sur gaz sec à 8% d'O₂) x (24 h) x (365,5 jours/an) x (Conversion en tonne avec facteur 10⁻⁹)

Nota important : Ces estimations sont réalisées sur la base d'un nombre réduit de données (en particulier pour la situation après réglage injection de chaux). Il est donc important que ces estimations soient confirmées par la suite avec un jeu de données de surveillance plus important.

Pour mémoire, des mesures ont été réalisées par un organisme tiers le 17/10/2022 (rapport CERECO), soit après la date de mise en service de la nouvelle répartition de l'injection de chaux, avec les résultats suivants :

Concentration mesurée en SO2 en mg/Nm ³ à 8% d'O ₂	Concentration mesurée en SO3 en mg/Nm ³ à 8% d'O ₂
502,5 (pour une VLE à 580,6)	16,85

4.2.4 Evaluation du coût économique de la solution retenue

Les coûts estimés sont les suivants :

Coûts d'études	
Etude Lhoist 2022	5 k€
Coûts d'investissement	
Modernisation du silo et du système d'injection de chaux (réalisé en 2020)	110 k€
Coûts d'exploitation	
Surcoût lié à l'augmentation de la consommation de chaux (Sorbacal® SPS)	<p><u>Consommation chaux :</u></p> <p>2021 : 44 k€/an pour une injection de chaux à partir du 19 avril 2021</p> <p>2022 : 83 k€/an (mise en place de la nouvelle répartition de l'injection de chaux par Lhoist depuis le 14 octobre 2022)</p> <p>→ Surcoût annuel de 96 k€/an du fait du nouveau réglage de la chaux</p>
Surcoût lié à l'augmentation des résidus et élimination en déchets	<p><u>En 2021 :</u></p> <p>Prix d'un transport : 1370,57 € Prix traitement/tonne : 145,66 € + 26,53 €/tonne de TGAP → Soit 172,19€/ tonne Prix d'un big/bag : 22€</p> <p>Nombre de transport effectué : 23 Nombre de tonne traité : 282,30 tonnes Nombre de big/bag utilisé : 622 big/bags</p> <p>Coût de transports : 23 x 1370,57€ = 31523 € Coût du traitement (déchets dangereux) : 282,30 tonnes x 172,19€ = 48609 € Coût des big/bags : 622 x 22€ = 13684 €</p> <p>Soit un coût global de 93 k€ pour l'année 2021 (pour une injection de chaux à partir du 19 avril 2021)</p> <p><u>En 2022 :</u></p> <p>Prix d'un transport : 1 666,25 € Prix traitement/tonne : 178,86 €/ tonne Prix d'un big/bag : 22€</p> <p>Nombre de transport effectué : 23 Nombre de tonne traité : 341,66 tonnes Nombre de big/bag utilisé : 750 big/bags</p> <p>Coût de transports : 23 x 1 666,25 € = 38 324 € Coût du traitement (déchets dangereux) : 341,66 tonnes x 178,86 € = 61 111 € Coût des big/bags : 750 x 22€ = 16 500 €</p> <p>Soit un coût global de 116 € pour l'année 2022</p> <p>→ Surcoût annuel estimé à 81 k€/an du fait de la solution retenue</p>
Surcoûts lié à l'entretien des installations	<p>Environ 3 k€/an</p> <p>Prévu tous les ans et comprend : nettoyage périodique des vis d'injection de chaux, contrat d'étalonnage périodique du système d'injection.</p>

- ⇒ **Le coût total d'investissement s'élève à 115 k€ (ordre de grandeur).**
- ⇒ **Le coût total d'exploitation s'élève à 177 k€/an (ordre de grandeur).**

4.2.5 Conclusion : évaluation technico-économique de la solution retenue

Le réglage de l'injection de chaux conduit à une optimisation du traitement des SOx.

Cette réduction du flux de SOx est estimée à environ **9,1 tonnes/an**.

Ainsi, le coût annualisé (amortissement sur 20 ans) de la quantité de SOx évité s'élève donc à près de **20 400 €/tonne**.

Nota important : L'estimation des quantités de SOx évitées est basée sur un nombre réduit de données (en particulier pour la situation « après réglage injection de chaux »). Il est donc important que ces estimations soient confirmées par la suite avec un jeu de données de surveillance plus important.

Pour information, le coût social de la tonne de SO₂ est issu du document *Damages per tonne emission of PM2.5, NH3, SO2, NOx and VOCs from each EU25 Member State (excluding Cyprus) and surrounding seas, for Service Contract for carrying out cost-benefit analysis of air quality related issues, in particular in the clean air for Europe (CAFE) programme - AEA Technology Environment – Mars 2005*¹².

Cette référence bibliographique est citée dans le BREF Aspects économiques et effets multimilieux - Juillet 2006.

Pour la France, le coût social de la tonne de SO₂ est **comprise entre 16 000 €/tonne et 23 000 €/tonne** (pour l'année 2010, à défaut de données pour une période plus récente).

Plan d'actions proposé :

- **Analyse des résultats de surveillance sur 2023 afin de confirmer les ordres de grandeur de réduction des émissions de SOx ;**
- **Maintenance annuelle (nettoyage) et étalonnage périodique (annuelle) des installations d'injection de chaux.**

¹² <https://sustainableworldports.org/wp-content/uploads/AEA-technology.pdf>

Annexe – Etude Lhoist